

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

MESTRADO EM GESTÃO DE RECURSOS BIOLÓGICOS

**SITUAÇÃO POPULACIONAL E USO DO MEIO DE UMA
POPULAÇÃO DE PERDIZ-VERMELHA (*ALECTORIS RUFA* L.)
DO ALTO ALENTEJO**

MARIA FELICIDADE MOURINHA RAMALHO

ORIENTADOR

PROFESSOR ANTÓNIO MIRA

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri

ÉVORA

2003

1

UNIVERSIDADE DE ÉVORA

MESTRADO EM GESTÃO DE RECURSOS BIOLÓGICOS

**SITUAÇÃO POPULACIONAL E USO DO MEIO DE UMA
POPULAÇÃO DE PERDIZ-VERMELHA (*ALECTORIS RUFA* L.)
DO ALTO ALENTEJO**

MARIA FELICIDADE MOURINHA RAMALHO



169 714

Dissertação para a obtenção do grau de
Mestre em Gestão de Recursos Biológicos
sob a orientação do Professor António Mira

Esta dissertação não inclui as críticas e sugestões feitas pelo júri

ÉVORA

2003

AGRADECIMENTOS

Ao Professor António Mira por ter aceite a orientação deste trabalho, pela sua sempre amável disponibilidade e sábios conselhos que enriqueceram este estudo.

Ao Professor Eduardo Cruz de Carvalho amigo incondicional que recorde com muita saudade e responsável por me ter despertado o interesse pela ecologia e gestão da fauna bravia, por todos os sábios e valiosos conhecimentos que tão generosamente me transmitiu ao longo de vários anos.

Ao Doutor Rui Borralho pela preciosa ajuda no tratamento estatístico dos dados e pelo permanente apoio na realização desta tese.

À Helena Recto, Rui Rocha e Sr. José Lopes agradeço a grande ajuda na recolha dos dados de campo.

À Engenheira Teresa Batista agradeço com amizade a generosa ajuda na operação do Sistema de Informação Geográfica e elaboração da cartografia.

À SALTUS por ter permitido a realização deste trabalho em Vale Melhorado e por todo o apoio e informações proporcionadas, com um agradecimento muito especial ao Arquitecto Nuno Potes.

À Escola Superior Agrária de Beja pelo apoio logístico concedido.

Finalmente, um agradecimento a todos que, de uma maneira ou de outra, estiveram presentes e me apoiaram ao longo das diferentes fases do trabalho.

RESUMO

Avaliou-se a situação populacional e o uso do meio de uma população de perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*) do Alto Alentejo, submetida ao Regime Cinegético Especial desde 1991. Determinou-se a densidade pré e pós-reprodutora e o sucesso reprodutivo em 2001, comparando-os com os resultados de recenseamentos efectuados entre 1992 e 1995. Simultaneamente, determinaram-se as variáveis ambientais que afectaram a utilização do habitat pelas perdizes na Primavera e Verão.

A densidade e sucesso reprodutivo em 2001 são considerados médio-baixos, sendo semelhantes aos registados entre 1993 e 1995, sugerindo uma estabilização da população. Na Primavera, as perdizes preferiram uma área de plantação florestal recente, sendo ainda positivamente afectadas pelo cereal e pousios, mas evitaram o montado de sobro com mato. No Verão, foram negativamente afectadas pelo sobro sem mato, enquanto que na proximidade de comedouros detectaram-se bandos mais numerosos.

Discutem-se as implicações de gestão dos resultados obtidos e sugerem-se acções de manejo da população.

Palavras-chave: *Alectoris rufa*, demografia, gestão cinegética, perdiz-vermelha, uso do habitat.

DEMOGRAPHY AND SPACE USE OF A RED-LEGGED PARTRIDGE (*Alectoris rufa*) POPULATION OF ALTO ALENTEJO

ABSTRACT

The demography and space use of a red-legged partridge (*Alectoris rufa*) population of Alto Alentejo, subject to a managed hunting regime since 1991, were evaluated. Pre- and post-breeding densities and reproductive success were assessed in 2001, and compared with similar data collected between 1992 and 1995. Concurrently, environmental variables affecting the habitat use of partridges were determined in spring and summer.

Densities and breeding success estimated in 2001 were considered as medium-low, being similar to the ones obtained between 1993 and 1995, suggesting a demographic stabilization since then. In Spring, red-legged partridges positively selected a recent forestry plantation area, being also positively affected by cereal crops and fallows, but avoiding cork oak stands with shrubs. During summer, the distribution of partridges was negatively affected by cork oak stands with no shrubs, while larger coveys were detected in the proximity of artificial feeding sites where cereal grain was supplied.

The implications of the results are discussed and management actions are suggested.

Key-words: *Alectoris rufa*, demography, habitat use, red-legged partridge, wildlife management.

ÍNDICE

AGRADECIMENTOS	ii
RESUMO	iii
ABSTRACT	iv
ÍNDICE DE FIGURAS	vii
ÍNDICE DE TABELAS	viii
1. INTRODUÇÃO	1
1.1. MÉTODOS DE RECENSEAMENTO DE PERDIZ-VERMELHA	3
1.2. DEMOGRAFIA E GESTÃO CINEGÉTICA-CONSERVAÇÃO PELO USO SENSATO	12
1.3. USO DO MEIO	19
1.3.1. Uso do meio na Primavera	21
1.3.2. Uso do meio no Verão	25
1.4. A ESPÉCIE EM ESTUDO	28
1.4.1. Classificação taxonómica e origem	28
1.4.2. Caracterização morfológica	28
1.4.3. Distribuição geográfica e habitats preferenciais	29
1.4.4. Hábitos alimentares	31
1.4.5. Comportamento e reprodução	32
1.5. OBJECTIVOS DO ESTUDO	35
2. ÁREA DE ESTUDO E GESTÃO CINEGÉTICA	36
2.1. ÁREA DE ESTUDO	36
2.2. GESTÃO CINEGÉTICA	43
3. MÉTODOS	46
3.1. MÉTODOS DE CAMPO	46
3.1.1. Transectos lineares	46
3.1.2. Contagens a pé	49
3.2. MÉTODOS ANALÍTICOS	49
3.2.1. Demografia	49
3.2.2. Uso do meio	51
4. RESULTADOS	54
4.1. DEMOGRAFIA	54
4.2. USO DO MEIO	57
4.2.1. Primavera	57
4.2.2. Verão	62
5. DISCUSSÃO	66
5.1. DEMOGRAFIA	66
5.2. USO DO MEIO	70

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS – IMPLICAÇÕES DE GESTÃO

76

7. BIBLIOGRAFIA

81

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1 – Mapa da localização da área de estudo.	36
Figura 2 – Climogramas com os valores médios mensais de precipitação total e de temperaturas referentes ao período 1961/1990 e os valores referentes ao ano agrícola de 2000/2001.	37
Figura 3 – Uso do solo em Vale Melhorado na Primavera de 2001.	39
Figura 4 – Uso do solo em Vale Melhorado no Verão de 2001.	40
Figura 5 – Rede hidrográfica, albufeiras e pontos de água permanentes em Vale Melhorado em 2001.	42
Figura 6 – Localização dos comedouros e rede de caminhos em Vale Melhorado em 2001.	45
Figura 7 – Rede de transectos estabelecidos em Vale Melhorado em 2001.	47
Figura 8 – Localizações de pontos aleatórios e de bandos de perdiz-vermelha (≥ 1 indivíduo) em Vale Melhorado na Primavera de 2001.	58
Figura 9 – Localizações de pontos aleatórios e de bandos de perdiz-vermelha (≥ 1 indivíduo) em Vale Melhorado no Verão de 2001.	63

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela I – Métodos mais frequentemente utilizados no recenseamento de populações de perdiz-vermelha; as referências são exemplos de estudos ou de artigos de revisão onde se utilizam ou são apresentados estes métodos.	5
Tabela II – Dimensão das amostras e estimativas de densidade de perdiz-vermelha obtidas para as quatro contagens efectuadas em Vale Melhorado em 2001 ao longo de uma rede de transectos lineares.	54
Tabela III – Composição etária dos bandos de perdizes avistados em vale Melhorado em Julho e Agosto de 2001.	56
Tabela IV – Disponibilidade relativa de cada habitat em Vale Melhorado na Primavera de 2001, perdizes avistadas em cada classe de uso do solo em Março e Abril desse ano, proporção dos bandos detectados e número de bandos esperados em cada classe.	57
Tabela V – Selecção de habitat pelos bandos de perdizes na Primavera de 2001 em Vale Melhorado, avaliada através de intervalos de Bailey a 95% de confiança (Cherry, 1996).	59
Tabela VI – Comparação de médias (\pm erro padrão) de variáveis ambientais contínuas estimadas para as localizações dos bandos de perdizes avistados na Primavera de 2001 em Vale Melhorado e para 2n pontos aleatórios.	60
Tabela VII – Valores dos testes de Wald e de razão de verosimilhança (1 grau de liberdade) para as variáveis seleccionadas para o modelo logístico de probabilidade de detecção de bandos de perdiz-vermelha em Vale Melhorado na Primavera de 2001, testando a hipótese nula de que o coeficiente de cada variável na equação do modelo é zero.	62
Tabela VIII – Disponibilidade relativa de cada habitat em Vale Melhorado no Verão de 2001, perdizes avistadas em cada classe de uso do solo em Julho e Agosto desse ano, proporção dos bandos detectados e número de bandos esperados em cada classe.	62
Tabela IX – Comparação de médias (\pm erro padrão) de variáveis ambientais contínuas estimadas para as localizações dos bandos de perdizes avistados no Verão de 2001 em Vale Melhorado e para 2n pontos aleatórios.	64

1. INTRODUÇÃO

A perdiz-vermelha (*Alectoris rufa* L. 1758) é considerada por muitos como sendo a rainha da caça menor (Buruaga *et al.*, 1991). Para tal contribuem as suas características de bravura, o tipo de voo e a forma como dá luta ao homem e aos seus cães, proporcionando ao verdadeiro caçador desportivo momentos de grande prazer e emoção (Ruela Barbosa, 1991). É a espécie de caça menor que maior número de adeptos tem em Portugal (Fontoura, 1996).

Apresentando uma ampla distribuição no território nacional (Rufino, 1989), tem-se contudo vindo a assistir a uma regressão generalizada das populações desta espécie em toda a sua área de distribuição, que engloba a Península Ibérica, França, Itália e Grã-Bretanha (Perez & Perez, 1981; O.N.C., 1986; Buruaga *et al.*, 1991; Aebischer & Potts, 1994; Borralho, 1997).

Múltiplos factores têm contribuído para a regressão das suas populações, tais como uma pressão de caça excessiva associada a uma deficiente ou ausente gestão cinegética (Castro Pereira & Capelo, 1996; Nadal *et al.*, 1996, Borralho *et al.*, 1997a), a perda e degradação dos seus habitats, provocada quer pela intensificação e modernização da agricultura (com a crescente utilização de agro-químicos levando à perda da diversidade ecológica, característica dos bons habitats), quer pelo abandono da agricultura em áreas de baixa fertilidade que reverteram a mato ou foram valorizadas com plantações florestais (Aebischer & Potts, 1994; Castro Pereira & Capelo, 1996; Lucio *et al.*, 1996). Outro factor que tem também contribuído para a regressão da espécie é a grande diminuição das populações de coelho-bravo em consequência das epidemias que o vêm dizimando, o que fez com que muitos caçadores transferissem a sua preferência de caça para a perdiz (Blayac, 1988b; Minchin, 1989; Capelo & Castro Pereira, 1996).

Esta situação é obviamente preocupante não só pelo facto de a perdiz ser considerada a espécie cinegética de maior importância socio-económica em Portugal (Fontoura, 1992), mas também por ser considerada uma das espécies-chave na fauna ibérica, integrando o grupo dos *taxa* indicadores do estado de conservação das paisagens ibéricas humanizadas, modeladas ancestralmente pelo Homem e que continuam a ter um enorme valor ecológico (Lucio & Purroy, 1987; Buruaga & Lucio, 1998). É de salientar também

o seu importante papel nos ecossistemas mediterrânicos ao ser presa, em todas as fases do seu desenvolvimento, de um significativo número de predadores, alguns dos quais com um delicado estatuto de conservação (Calderón, 1977; Lucio, 1998; Yanes *et al.*, 1998).

Em Portugal, na década de 80, ocorreram duas alterações importantes na área do ambiente e gestão cinegética: o fortalecimento das associações de defesa do ambiente e a Lei da Caça n.º 30/86 de 27 de Agosto, onde foram criadas as Áreas do Regime Cinegético Especial, nas quais passou a ser possível o ordenamento e a gestão das espécies cinegéticas e dos seus habitats de forma racional e sustentável (Bugalho, 1993b). A tendência que se verificava para a diminuição das espécies cinegéticas, tem vindo a inverter-se desde então e parece assistir-se a uma gradual recuperação destas, nessas áreas (Borrallho *et al.*, 1994; Borrallho, 1997).

No entanto, é ainda escassa a informação disponível sobre a evolução demográfica das populações de perdiz-vermelha em consequência das alterações induzidas pela mudança de regime cinegético e intensidade de gestão praticada, nas áreas submetidas ao Regime Cinegético Especial (Ramalho & Fontoura, 1996; Borrallho *et al.*, 1997a; Borrallho *et al.*, 2000a). Tal facto dificulta não só a adopção de medidas de ordenamento cinegético adequadas a cada unidade de gestão, mas também as tomadas de decisão relativas às políticas da caça e de conservação ambiental (Borrallho *et al.*, 2000a).

O empenhamento de todos os intervenientes na gestão dos recursos cinegéticos é fundamental para a preservação da perdiz-vermelha e consequentemente para a gestão sensata deste recurso. Para tal, gestores, caçadores e proprietários necessitam de ter um conhecimento geral da bioecologia desta espécie, assim como das técnicas de ordenamento e gestão das suas populações.

Na Península Ibérica têm sido realizados vários estudos com o objectivo de obter informação sobre diferentes aspectos da sua demografia, ecologia e gestão (Borrallho *et al.*, 2000a). Ainda que em Portugal tenham sido realizados alguns trabalhos sobre a avaliação do uso do habitat pela perdiz-vermelha, continua a ser escassa a informação disponível sobre a influência de diferentes variáveis ambientais na densidade e utilização do meio pela espécie. O conhecimento destes parâmetros é fundamental, pois possibilita

uma gestão adequada das populações de perdiz-vermelha, permitindo uma exploração rentável e ecologicamente sustentada (Carvalho & Borralho, 1998).

Para possibilitar a gestão e o estudo de parâmetros relacionados com a demografia e a ecologia espacial da perdiz-vermelha, é fundamental a utilização de métodos de recenseamento populacional exactos e eficientes (Borralho, 1997), sendo igualmente necessário obter informação sobre a forma como usam o meio na Primavera e no Verão (Rands, 1988a).

1.1. MÉTODOS DE RECENSEAMENTO DE PERDIZ-VERMELHA

Diversos métodos têm sido utilizados para recensear as populações de perdiz-vermelha (Pepin, 1983; Blayac, 1988b; Ricci, 1989; Birkan, 1991; Borralho *et al.*, 1996a; Borralho, 1997; Duarte & Vargas, 2001), sendo a sua escolha decidida em função de vários factores: objectivos da contagem; tempo e meios disponíveis; época do ano em que decorre o trabalho de campo; coberto vegetal e topografia da área amostrada (Farthouat 1981; Borralho, 1997).

Existem dois tipos essenciais de métodos de recenseamento: os métodos absolutos, que fornecem a estimativa da abundância da população existente na área recenseada em valores absolutos, e os métodos relativos, em que a abundância é expressa em relação a uma grandeza controlável pelo observador (índices de abundância), sendo estes de mais fácil aplicação (Bugalho, 1974; Telleria, 1986; Onrubia, 1998). Segundo Lucio (1997), os métodos relativos, de utilização mais geral, são os que proporcionam uma relação esforço/resultados mais favorável.

Antes de iniciar as contagens há que analisar e decidir qual o tipo de informação realmente necessária para a concretização dos nossos objectivos (índices, densidades relativas, densidades absolutas) (Lucio, 1997). Um método de recenseamento é tanto mais interessante quanto menor for o esforço necessário para a obtenção de uma informação equivalente à fornecida por outros procedimentos mais complexos e válida para os nossos objectivos de gestão (Lucio, 1997).

O erro mais frequentemente cometido no recenseamento de animais silvestres é a perda de noção do equilíbrio entre o custo e o esforço exigido e os benefícios que se poderão obter com o recenseamento (Lucio, 1991b; Oliver, 1995). É necessário centrar a sua aplicação nas alturas mais propícias, uma vez que os ritmos de actividade dos animais determinarão as probabilidades de detecção, podendo alterar as características da sua distribuição espacial (Telleria, 1986). Para que tal seja possível, é necessário possuir um adequado conhecimento da bioecologia das espécies a recensear (Onrubia, 1998; Purroy, 1991; Telleria, 1986).

O objectivo dos recenseamentos é estimar a dimensão da população, a densidade ou a abundância de uma espécie numa determinada área e numa dada altura. Em gestão cinegética esta informação é fundamental para o estabelecimento das taxas de abate das espécies e também para detectar flutuações e tendências nas populações provocadas por diferentes medidas de gestão e condições ambientais tais como, clima, produtividade vegetal, actividades extractivas e alterações do habitat. É também muito útil para avaliar a selecção do habitat, para estimar a capacidade de suporte do meio e a sua possível relação com danos provocados nas culturas agrícolas e povoamentos florestais (Purroy, 1991; Onrubia, 1998).

Em muitas ocasiões os censos incluem não só as espécies cinegéticas, mas também outras consideradas de grande interesse para os gestores, tais como os seus predadores e competidores. Assim, o cálculo da ocorrência e dimensão das distintas espécies-alvo numa dada área constitui um dos pilares que sustenta o ordenamento cinegético, ao fornecer uma informação objectiva e precisa que sustenta as acções de gestão posteriores (Onrubia, 1998).

As diferentes características biológicas de cada *taxon* animal (uso do habitat, padrões de actividade, domínios vitais, etc.), não permitem desenvolver um método de censo geral para todas elas, e cada espécie ou grupo com características comuns necessitará de uma metodologia particular que torne possível a obtenção de dados precisos e fiáveis. São estas as razões que fazem com que a teoria dos censos seja complexa, como mostra a profusão de bibliografia e revistas especializadas existentes relacionadas com este tema (Purroy, 1991; Lucio, 1997; Onrubia, 1998).

Na tabela I são apresentados os métodos absolutos e relativos mais frequentemente utilizados para o recenseamento de populações de perdiz-vermelha.

Tabela I - Métodos mais frequentemente utilizados no recenseamento de populações de perdiz-vermelha; as referências são exemplos de estudos ou de artigos de revisão onde se utilizam ou são apresentados estes métodos, (adaptado de Borralho, 1997).

Métodos de recenseamento	Referências
<i>Métodos absolutos</i>	
Método dos mapas ou das quadrículas	Pépin (1983), Gaudin & Ricci (1987)
Batidas em seco	Pépin & Birkan (1981), Birkan (1991)
Captura e recaptura (visual ou de facto)	Pépin (1983), Pollock <i>et al.</i> (1990)
Método das faixas	Lucio & Purroy (1985), Telleria (1986)
Contagens em “terras nuas”	Brun <i>et al.</i> (1990), O.N.C. (s/data)
Nº máximo detectado num conjunto de visitas	Bugalho (1974), Pépin (1983)
Contagens em transectos lineares com registo de distâncias perpendiculares de avistamento e modelação da visibilidade do meio	Borralho <i>et al.</i> (1996a), Duarte & Vargas (2001)
<i>Métodos relativos</i>	
Índice quilométrico de abundância	Reitz & Garrigues (1989), Ricci (1989)
Índice temporal de abundância	Bugalho (1974), Pépin (1983)
Nº médio de observações num conjunto de visitas	Pépin (1983), Birkan (1991)
Inquéritos aos agricultores	Peroux <i>et al.</i> (1990), Birkan (1991)
Contagens ao longo de habitats lineares	Brun <i>et al.</i> (1990), Birkan (1991)
Pontos de escuta com e sem cantos gravados	Pépin (1983), Novoa (1992)

O tipo de habitat é determinante para a escolha do método de recenseamento a aplicar. Farthouat (1981), em agrossistemas no sul de França, considera que o método das faixas é mais eficiente em zonas mais abertas do que em zonas fechadas, recomenda também o uso de um cão de parar. Pépin & Birkan (1981), compararam censos totais - batidas brancas e método das faixas - numa área intensivamente cultivada em França e apontam o primeiro como o método mais eficaz e preciso.

O recenseamento da população de Primavera (efectivo reprodutor) é de algum modo facilitado pela actividade diurna, estrutura social e comportamento territorial da perdiz-vermelha nesta estação (Peroux *et al.*, 1990). Os censos de bandos de Verão oferecem maiores dificuldades.

A antecipação possível em termos de gestão e exploração cinegética depende do crescimento anual das populações, sendo então fundamental efectuar contagens das populações antes e depois da época de reprodução (Borralho, 1997).

Neste trabalho, e provavelmente na maioria das situações de gestão em que se pretende conhecer as populações de perdizes, é mais favorável a utilização de métodos que permitam a estimativa de densidades absolutas. Esta informação facilitará o estabelecimento das medidas de gestão a implementar (Borralho, 1997).

Neste contexto, vamos enumerar algumas vantagens e desvantagens dos métodos absolutos referidos na Tabela I, e também do método relativo denominado IKA (Índice Quilométrico de Abundância) por ter a particularidade de se poder transformar num método absoluto, através da multiplicação do IKA por um factor de conversão, se se possuir a informação necessária para tal.

O método dos mapas ou das quadrículas, é utilizado para recensear populações de aves territoriais. Consiste basicamente em registar cartograficamente todos os contactos (visuais ou auditivos) de perdizes que se façam numa determinada área relativamente pequena durante a época de nidificação (Gaudin & Ricci, 1987). Através de visitas regulares vão sendo acumulados registos nas zonas onde se contactam os diferentes indivíduos da população; deste modo, normalmente ao fim de cinco a sete visitas, é possível delimitar as nuvens de pontos que representam os territórios dos indivíduos na área em estudo (Pépin, 1983; Borralho *et al.*, 1996a). Por último procede-se à quantificação dos territórios delimitados, sendo os resultados habitualmente expressos em números de casais por unidade de área (Pépin, 1983; Borralho *et al.*, 1996a).

Para utilizar este método temos que garantir que as espécies são territoriais ou têm um comportamento territorial no momento em que estamos a efectuar o censo (caso das perdizes na altura do acasalamento) (Pépin, 1983; Rabaça, 1994).

Convém que os percursos realizados para a execução deste método sejam efectuados nas horas do dia em que as espécies objecto de censo estejam mais activas, e que o início do percurso seja feito em locais diferentes para dias diferentes (Telleria, 1986).

Apesar da morosidade que normalmente caracteriza a sua aplicação, o método dos mapas é considerado um método bastante exacto e é considerado frequentemente como o método de referência para obter densidades de espécies territoriais numa determinada área (Pépin, 1983; Borralho *et al.*, 1996a).

A batida em seco ou batida branca, realizada usualmente com 15 a 20 batedores e 2 a 3 observadores colocados em pontos judiciosamente escolhidos é, segundo Blayac (1988b), um método de recenseamento bastante fiável, quando os casais se encontram já bem fixados no terreno sendo então menos bravios. Neste método, o território é dividido em diferentes secções de superfície conhecida, correspondendo cada uma a uma batida. Os batedores anotam com precisão todas as observações de aves (hora, local de levante, local de poiso e número de indivíduos). Os observadores confirmam entre si e anotam eventuais esquecimentos. Toda a ave ou casal não deverá ser contada mais do que uma vez.

No final da batida todos os dados são reagrupados e analisados obtendo-se assim a dimensão da população existente no sector. Após a realização das várias batidas, os resultados serão expressos em número de casais e de aves isoladas por cada 100ha. Em zonas agrícolas abertas, com 15 a 20 pessoas consegue-se avaliar uma área de 400 a 500ha numa manhã (Blayac, 1988b). Quando já se conhece bem o território e ali já tenham realizado batidas não será necessário bater a totalidade do terreno; escolher-se-ão então áreas-amostra representativas cujos resultados se generalizarão para a área total da exploração (Blayac, 1988b). Birkan (1991), considera que este é o melhor método de recenseamento para zonas abertas e planas e com densidades elevadas, compreendidas entre 10 e 50 casais de perdizes por 100ha.

Os métodos de captura-recaptura, visual ou de facto, têm sido empregues para recensear um elevado número de espécies animais, mas têm sido pouco utilizados no recenseamento da perdiz-vermelha (Borralho, 1997). Alguns dos pressupostos deste método (*e.g.* Telleria, 1986) são passíveis de não se verificarem para esta espécie, tais como: a captura de um

elevado número de perdizes que, devido a aspectos comportamentais desta espécie e às baixas densidades que normalmente apresentam as suas populações, não é possível concretizar (Pépin, 1983).

No caso da perdiz-vermelha, é por vezes empregue o **método de Petersen ou Índice de Lincoln**, que baseia a estimativa populacional na expressão $N=Mn/m$.

O princípio subjacente a este método considera que numa população de efectivo desconhecido (N) no primeiro instante (T_1) é capturado um certo número de indivíduos (M) que são marcados e libertados de imediato. No período de tempo que se segue parte-se do pressuposto que os indivíduos marcados se distribuem normalmente na população de origem. No segundo instante (T_2) são capturados mais indivíduos, nesta amostra haverá (m) indivíduos marcados dos (n) que se capturaram no total (Soriguer *et al.*, 1997; Onrubia, 1998).

Este método não parece ser o mais indicado para recensear populações com um número reduzido de efectivos e/ou de espécies de difícil captura, como é o caso da perdiz-vermelha.

O método das faixas consiste na contagem efectuada por um ou mais observadores dos indivíduos presentes em faixas de largura conhecida, partindo do princípio que todos os indivíduos dentro da faixa são detectados e que não entram nem saem da faixa de contagem devido à perturbação causada pelos observadores. Os observadores percorrem um itinerário de comprimento conhecido, normalmente utilizando um veículo todo-o-terreno a baixa velocidade (Lucio & Purroy, 1985; Borralho *et al.* 1996a; Ramalho & Fontoura, 1996), e registam todos os contactos detectados na faixa estipulada em ambos os lados da linha de progressão (Telleria, 1986). A densidade é obtida dividindo o número de perdizes detectadas pela área da faixa amostrada (Telleria, 1986).

Este método, apesar de considerado expedito, está frequentemente associado a dois tipos de erros (Burnham *et al.*, 1985): (1) o número de indivíduos detectados durante a amostragem pode não ser igual ao número de indivíduos que realmente se encontra na faixa e (2) a área da faixa amostrada pode ser diferente da considerada nos cálculos de densidade. O primeiro erro considerado conduz normalmente a uma subestimação da densidade, já que tendem a ficar na faixa indivíduos por detectar. O segundo erro poderá

levar a sobrestimação da densidade uma vez que poderá haver uma tendência para incluir indivíduos detectados junto ao limite da faixa, mas já no seu exterior (Burnham *et al.*, 1980).

As contagens em terras nuas só podem ser efectuadas em habitats e períodos do ano em que as terras estejam em alqueive ou em que a altura do coberto vegetal seja muito reduzida e em áreas bastante planas (Borrvalho, 1997). O método consiste em observar áreas de dimensão conhecida a partir de locais com muito boa visibilidade e contar as perdizes presentes, nos períodos de maior actividade destas em que a sua conspicuidade é mais elevada isto é, no início ou no final do dia (Brun *et al.*, 1990). Neste método, a movimentação das perdizes entre parcelas e habitats pode levar a erros que tanto pode resultar em sobrestimação como em subestimação da sua densidade (Borrvalho, 1997).

O número máximo de perdizes detectadas num conjunto de visitas a uma determinada área (Pépin, 1983), tende normalmente a subestimar o número de indivíduos que realmente lá existe. É praticamente impossível detectar a totalidade das perdizes existentes numa determinada área ao longo de uma dada visita pelo que haverá sempre tendência a subestimar a densidade, que será tanto mais acentuada quanto mais fechada for a vegetação e acidentado o terreno (Borrvalho, 1997). No entanto, em situações excepcionais, poderá ocorrer uma sobrestimação, se eventualmente ocorrer uma perturbação numa zona exterior à área de estudo, por exemplo num dia de caça em que se verifique uma forte pressão cinegética numa área contígua, o que poderá ocasionar uma entrada de perdizes na área de estudo (Pépin, 1983).

Se existir a informação de base necessária, e condições de habitat adequadas, pode ser obtida uma estimativa aproximada da densidade de casais com maior economia de meios através da determinação de um **Índice Quilométrico de Abundância (IKA)** seguindo um protocolo descrito por Ricci (1989). Dois observadores munidos de binóculos circulando a baixa velocidade num veículo todo-o-terreno, contam as perdizes observadas ao longo de um circuito pré definido que atravesse a área em estudo. Este deve ter um comprimento de pelo menos 2km por cada 100ha de superfície a recensear. As observações devem realizar-se logo que os casais estejam formados e durante as 2 ou 3 primeiras horas da manhã e as 2 ou 3 horas que antecedem o anoitecer. Cada circuito deve ser percorrido pelo menos cinco

vezes. As aves observadas e as condições de observação são registadas em fichas próprias procurando evitar-se duplas contagens.

O IKA é obtido dividindo o número total de aves observadas pelo número total de quilómetros percorridos. Em áreas agrícolas da zona mediterrânica francesa, Ricci (1989) calculou o número de casais de perdiz-vermelha por 100ha multiplicando o valor do IKA pelo coeficiente 6,843. Este coeficiente de conversão foi obtido através de regressão simples, sendo a variável independente o IKA e a variável dependente a densidade de casais apurada através de contagens absolutas (observações contínuas e contagens por batida) (Ricci, 1989; Mathon, 1991). Os resultados são bastante seguros quando o método é aplicado no mesmo tipo de habitat em que foi testado e para situações de densidades baixas a médias (até 10 casais por 100ha), não sendo aconselhável a sua aplicação em situações de densidades muito elevadas (Ricci, 1989).

O método dos transectos lineares, com registo de distâncias perpendiculares de avistamento e modelação da visibilidade do meio (Burnham *et al.*, 1980; Buckland *et al.*, 1993), apresenta um vasto leque de aplicações podendo ser usado para o estudo de populações de muitas aves, como passeriformes (Patterson *et al.*, 1991), aves de rapina, aves cinegéticas (Borrvalho *et al.*, 1996a; Duarte & Vargas, 2001) e de diversos *taxa* terrestres e aquáticos (Buckland *et al.*, 1993). É geralmente usado na estimativa do efectivo populacional das espécies (Anderson *et al.*, 1979; Buckland *et al.*, 1993), podendo também ser utilizado em estudos ecológicos de selecção de habitat (Martins & Borrvalho, 1998).

Este método foi testado pela primeira vez na estimativa de densidades de perdiz-vermelha na Primavera e Verão por Borrvalho *et al.*, (1996a), numa região do Alto Alentejo, tendo sido comparado com o método dos mapas. A excelente concordância entre os resultados obtidos com a aplicação dos dois métodos parece indicar que o método dos transectos realizado a partir de um veículo todo-o-terreno poderá ser uma alternativa muito mais expedita e de exactidão comparável ao método dos mapas. Portanto, segundo aqueles autores o método dos transectos lineares pode ser considerado como exacto, eficiente e preciso quando aplicado nos períodos do ano e no mesmo tipo de habitat em que foi testado (áreas agrícolas e agro-florestais abertas). Num trabalho realizado por Duarte & Vargas (2001) no sul de Espanha, para estimar a densidade de perdiz-vermelha em olivais, foram testados três métodos de recenseamento (método dos mapas, transectos lineares e

batidas brancas) e também aqui se verificou a exactidão e a eficiência do método dos transectos lineares, em relação aos restantes.

O gestor cinegético terá assim ao seu alcance uma metodologia eficiente e exacta que lhe permitirá fazer a avaliação da densidade dos efectivos reprodutor e pós-reprodutor da perdiz-vermelha em meios relativamente abertos. Métodos considerados exactos, como o método dos mapas ou das batidas brancas, são muito morosos ou requerem um número elevado de homens/hora, o que acarreta custos elevados e dificuldades na sua aplicação. Métodos mais expeditos tal como o método das faixas têm a desvantagem de serem frequentemente sujeitos a erros consideráveis, limitando assim a sua precisão enquanto métodos absolutos (Borrvalho, 1997).

O método dos transectos lineares, nas condições descritas, combina a exactidão dos métodos mais morosos com o carácter expedito do método das faixas, já que não requer que se assuma que todos os indivíduos situados até uma dada distância dos transectos sejam avistados. Uma vez que o registo das distâncias de avistamento permite modelar a proporção de indivíduos que não foram detectados, podem também serem considerados na análise todos aqueles avistados até uma distância virtualmente ilimitada, o que tende a melhorar a precisão e a eficiência do método (Burnham & Anderson, 1984; Burnham *et al.*, 1985).

No presente trabalho aplicou-se este método de censo por já ter sido comprovado por (Borrvalho *et al.*, 1996a), que o seu uso em áreas dominadas por uma paisagem agrícola permite estimativas de densidade primaveril e estival não enviesadas para a perdiz-vermelha. Também é importante referir que a área do presente estudo é contígua à área agrícola onde foi efectuada a validação do método, o que faz com que as condições ambientais e o tipo de habitat sejam muito semelhantes. Esta circunstância poderá, provavelmente, levar à obtenção de resultados mais fiáveis do que noutros tipos de habitat onde esta metodologia ainda não foi testada.

1.2. DEMOGRAFIA E GESTÃO CINEGÉTICA - CONSERVAÇÃO PELO USO SENSATO

Os sistemas agro-florestais tradicionais da Península Ibérica encontram-se entre os mais ricos e diversificados ecossistemas da Europa (Meeus, 1993) e sempre tiveram associada, em maior ou menor grau, a exploração de recursos naturais, através da caça, pesca, apicultura, e outras actividades de colheita (Rio de Carvalho *et al.*, 1995).

O uso sensato de um recurso natural pressupõe uma exploração/utilização sustentada, baseada na produtividade desse recurso, e uma gestão do meio e das populações que maximize essa produtividade (Robertson, 1991). A filosofia de conservação pelo uso sensato (Robertson, 1991), defende que uma população bravia sujeita a uma gestão adequada permite uma colheita sustentada de um maior número de indivíduos e de melhor qualidade do que numa situação de não gestão (Rio de Carvalho *et al.*, 1995; Borralho, 1997).

Assim, este uso tem como primeira consequência a preservação dos habitats a que o recurso está associado, já que a destruição e degradação do meio, ou seja a perda de adequabilidade dos habitats, parece ser apontada como o maior factor de ameaça para a conservação das espécies bravias, sendo de primordial importância a defesa e melhoria das condições do habitat, aproximando-as das ideais para a espécie, facto traduzido pela importância dada pelas mais recentes convenções à conservação de habitats ameaçados (Alves *et al.*, 1995). Medidas como o fomento das condições de abrigo, de alimentação e abeberamento levam certamente a uma melhoria da adequabilidade dos habitats, contribuindo não só para o fomento das espécies cinegéticas mas também para a conservação de muitas outras espécies bravias, algumas das quais de grande valor do ponto de vista da conservação (Alves *et al.*, 1995; Dahlin, 1997; Gordinho, 2002; Robertson, 1991).

Para além da melhoria do habitat, o ordenamento cinegético implica também a protecção e gestão da população no espaço em causa. Tal gestão assenta na adopção de medidas e acções visando não só a protecção das populações cinegéticas contra os seus inimigos naturais e outras causas de destruição, mas também a determinação em cada época venatória da taxa óptima de abate (*Optimal Sustained Yield*) (Aebischer, 1991).

Em Portugal, e de acordo com a lei 30/86 de 27 de Agosto, a fauna cinegética é considerada um recurso natural renovável passível de exploração económica.

Entende-se por ordenamento cinegético "o conjunto de medidas a tomar e acções a empreender nos domínios da conservação, fomento e exploração racional da caça ..." (Lei n.º 30/86). Assim, a exploração de espécies cinegéticas, na medida em que visa a utilização de recursos que nascem, vivem e morrem na terra, constitui uma actividade agro-pecuária (Havet, 1988; Bugalho, 1991a; Avelar-Santos, 1994). Quem explora a terra determina decisivamente a geração deste recurso, voluntária ou involuntariamente, de forma passiva ou activa (Bugalho, 1991a). Torna-se assim evidente a necessidade de articulação entre o uso da terra e a exploração cinegética. A caça só é viável se for realizada em perfeita colaboração com a agricultura; quando o caçador e o utente da terra são a mesma entidade não existirá conflito pessoal de interesses, mas quando tal situação não se verifique, é fundamental que exista uma boa harmonia e entendimento entre quem faz a exploração agrícola e a exploração cinegética. (Blayac, 1988a; Robertson, 1991; Bugalho, 1993a).

Qualquer sistema agro-florestal inclui uma componente bravia, susceptível de originar produções primárias e gerar valores recreativos, que é legítimo explorar e usufruir de forma sustentada (Rio de Carvalho *et al.*, 1995).

Face à necessidade de garantir pelo menos a manutenção do rendimento dos agricultores e tendo em conta os custos que um correcto ordenamento exige, já que implica, entre outras medidas, a manutenção de áreas de cultura necessárias à sustentação das populações cinegéticas, o manejo do mato e a disponibilidade da água, é essencial ligar a conservação a uma exploração económica que as financie (Alves *et al.*, 1995).

Assim, a exploração dos recursos cinegéticos constitui uma forma interessante de utilização da terra, quer como actividade principal, nomeadamente em terrenos marginais, quer como actividade complementar facilmente inserível nos nossos agroecossistemas (Bugalho, 1991a; Avelar-Santos, 1994).

Para que a caça tenha condições de sobrevivência na Europa contemporânea, deve ser encarada não como uma actividade predatória mas sim como uma actividade baseada nos

princípios da conservação e reconstituição dos espaços naturais, devendo contribuir para a preservação da diversidade biológica (Albanese, 1992).

Sem o respeito dos agricultores e caçadores pelos princípios da conservação da natureza, a coexistência entre o desenvolvimento económico e a preservação dos habitats e do mundo rural afigura-se pouco provável.

O exercício da caça enquanto actividade que fomenta e utiliza de forma racional e sustentada recursos naturais renováveis, pode simultaneamente cumprir os dois grandes objectivos da política da caça em Portugal:

- garantir a continuidade e manutenção dos equilíbrios biológicos;
- apoiar e valorizar a agricultura, contribuir para o desenvolvimento regional e da economia nacional (Bugalho, 1991a).

Do atrás exposto pode concluir-se que a exploração ordenada dos recursos cinegéticos, através do exercício da caça, constitui um factor de riqueza nacional, de desenvolvimento regional e local e de apoio e valorização do mundo rural, podendo constituir um uso dominante em terrenos marginais para a floresta e agricultura (D.G.F., 1999).

Para efeitos de organização da actividade venatória e do ordenamento do património cinegético nacional, a Lei da Caça 30/86 criou dois regimes a que podiam estar sujeitos os terrenos de caça: o Regime Cinegético Geral, onde não eram aplicadas medidas de gestão cinegética, em que apenas eram limitados o número de dias de caça e o número de peças a abater por caçador e por dia; e o Regime Cinegético Especial, onde são normalmente implementadas medidas de gestão, tendo os gestores cinegéticos um controle do número de indivíduos caçados (Borrinho *et al.*, 2000a).

Portugal é um dos poucos países europeus onde existem ainda grandes áreas em que é praticado o Regime Cinegético Geral (Borrinho, 1997). Esta situação terá tendência a desaparecer a curto prazo com a publicação da Nova Lei da Caça – Lei n.º 173/99 de 21 de Setembro, cujo principal objectivo é dotar o País de um quadro legal que permita o ordenamento de todos os terrenos de aptidão cinegética, bem como uma melhor adequação às novas realidades e preocupações da conservação da natureza.

No que diz respeito ao ordenamento cinegético, a nova lei põe fim à dicotomia Regime Cinegético Especial *versus* Regime Cinegético Geral, criando novas formas para a gestão dos terrenos cinegéticos, em particular as Zonas de Caça de Interesse Municipal, que têm como objectivo proporcionar o exercício organizado da caça a um número máximo de caçadores em condições acessíveis. Para além das zonas de caça de interesse municipal, esta lei contempla ainda a existência de zonas de caça de interesse nacional, de interesse associativo e de interesse turístico.

Esta Lei da Caça contempla ainda a criação de “áreas de refúgio de caça”, no intuito não só de conservar e fomentar as espécies cinegéticas mas também as não cinegéticas.

Um aspecto inovador desta nova Lei da Caça, é o reconhecimento do direito à não caça, entendido como a faculdade dos proprietários ou usufrutuários e arrendatários, cujo contrato incluía a gestão cinegética, requererem a proibição da caça nos seus terrenos, desde que não sejam titulares de carta de caçador e não façam valer os direitos de propriedade, de usufruto ou de arrendamento de que sejam titulares para fins venatórios ou por forma a inviabilizar zonas de caça já estabelecidas no respectivo território (Alves, 1999).

Realizaram-se alguns estudos no sentido de averiguar sobre as vantagens e desvantagens inerentes aos chamados Regime Geral e Regime Especial, nomeadamente no que diz respeito à perdiz-vermelha. Estes estudos consistiram basicamente na comparação de parâmetros demográficos entre populações adjacentes em regimes diferentes (Ramalho & Fontoura, 1996; Gordinho, 2002) na monitorização de populações de perdiz-vermelha após mudança de regime cinegético (Borrinho *et al.*, 1997a), na avaliação da influência do regime cinegético na distribuição das perdizes a nível regional (Borrinho *et al.*, 2000b) e na avaliação do efeito de diferentes intensidades de gestão cinegética aplicadas em áreas sujeitas ao Regime Cinegético Especial (Borrinho *et al.*, 2000a). Todos estes estudos evidenciaram um acentuado crescimento das populações de perdiz-vermelha em áreas pertencentes ao Regime Cinegético Especial, em consequência da implementação de acções de gestão e controlo dos efectivos caçados.

Borrinho *et al.* (1997a), analisaram a evolução da densidade de perdizes numa área agrícola no sul de Portugal que transitou do Regime Cinegético Geral para o Regime

Cinegético Especial como Zona de Caça Turística, sendo desde então sujeita a acções de gestão e verificaram um crescimento de 7.3 vezes da população reprodutora num período de 6 anos.

Estes resultados estão de acordo com os referidos por Berger, *et al.* (1988b) e Pépin & Blayac (1990), que encontraram maiores densidades e sucesso reprodutivo em populações de perdiz-vermelha mediterrânicas submetidas a exploração cinegética e a medidas de gestão, comparativamente a áreas onde se pratica a actividade cinegética mas onde não há gestão. Contudo, situações de sobreexploração e gestão inadequada em áreas onde se pratica gestão cinegética, podem conduzir a uma diminuição dos efectivos das populações exploradas (Lucio & Purroy, 1992a).

Segundo dados da D.G.F. (1999), era notória à data uma tendência evolutiva que apontava para um crescimento generalizado das espécies sedentárias, suportado pelo gradual aumento da produtividade e melhoria de gestão nos terrenos de caça.

A abundância de perdizes num determinado local é em boa parte função da qualidade do habitat e das medidas de gestão cinegética implementadas. Nas áreas onde é realizada uma gestão adequada é de esperar uma maior densidade em relação às áreas não geridas ou mal geridas (Nadal, 1998). As áreas não sujeitas a gestão cinegética apresentam normalmente uma densidade muito baixa, da ordem das 0.01-0.05 perdizes/ha antes do início da caça (Borrallho *et al.*, 1997a; Nadal, 1998), enquanto que as áreas cinegeticamente bem geridas podem apresentar valores na ordem das 0.5 a 1 perdiz/ha ou mesmo superiores (Nadal, 1998).

Segundo Bugalho *et al.* (1987), em áreas excepcionalmente bem geridas da Península Ibérica, podem encontrar-se densidades iguais ou superiores a 2 perdizes/ha no final da época de reprodução, densidades desta ordem de grandeza verificam-se na Herdade de Vale de Perditos, próximo de Serpa (Capa, 2002).

Segundo Reitz & Berger (1989), a aptidão cinegética de um território para a perdiz-vermelha é expressa por uma escala qualitativa que corresponde às seguintes densidades potenciais aproximadas: capacidade muito baixa - não é possível manter uma população natural; capacidade baixa - menos de 5 casais/100ha; capacidade média - 5 a 10 casais

/100ha; capacidade razoavelmente boa – cerca de 10 casais/100 ha; capacidade boa – 10 a 15 casais/100ha; capacidade muito boa – cerca de 15 casais/100ha e capacidade excepcional – cerca de 20 casais/100ha.

Diversos estudos realizados em vários territórios de França (Berger, 1986; Ricci *et al.*, 1987; Blayac, 1988b; Berger, 1989; Pépin & Blayac, 1990; Peroux *et al.*, 1990; Mauvy *et al.*, 1991; Reitz & Berger, 1993) revelam uma variação considerável das densidades primaveris de perdiz-vermelha, com valores entre 1 e 21 casais/100ha, o que abrange toda a gama de capacidades cinegéticas na escala de Reitz & Berger (1989). Para Espanha os valores obtidos para densidades de casais são também variáveis: 8.11 casais/100ha (Lucio, 1991a); 7 a 18 casais/100ha (Duarte & Vargas, 2001); 10.4 casais/100ha (Fortuna, 2002).

Numa Zona de Caça Turística no Alto Alentejo Borralho *et al.* (1997a) analisaram a evolução da densidade de perdizes desde 1989, ano em que passou do Regime Cinegético Geral para o Regime Cinegético Especial sendo desde então sujeita a acções de gestão e verificaram um considerável aumento na densidade de perdiz-vermelha, durante os 5 anos após a mudança de regime cinegético. Em 1989 foi estimado o valor de 1.1 casais/100ha; em 1992 - 3.1 casais/100ha, em 1993 - 4.1 casais/100ha e em 1994 - 7.7 casais/100ha. Estes autores obtiveram ainda para Julho de 1993 e 1994 os respectivos valores de densidades: 0.25 perdizes/ha e 0.51 perdizes/ha.

Valores mais elevados para densidades primaveris foram encontrados por Tavares *et al.* (1999), num agro-ecossistema do centro de Portugal durante o período de 1995 a 1997: 18.5; 18.1 e 19.6 casais/100ha, respectivamente.

Para França Pépin & Blayac (1990) verificaram densidades no Verão que variam entre 0.53 e 0.75 perdizes/ha enquanto que para Espanha, Duarte & Vargas (2001) obtiveram valores para densidades estivais que variam entre 0.44 e 0.81 perdizes/ha.

A estimativa do sucesso reprodutivo das populações de perdiz-vermelha pode ser obtida pela análise da composição etária dos grupos observados no Verão, isto é, pelo quociente entre o número de jovens e o número de adultos observados (razão jovem/adulto). O sucesso reprodutivo é bastante variável de região para região e de ano para ano (O.N.C., 1986), pois é fortemente condicionado pela disponibilidade de coberto com boas

características para a nidificação, pela predação e por factores climáticos tais como temperatura, humidade relativa e pluviosidade (Rands, 1988b; Lucio, 1990; Ricci *et al.*, 1990).

Contudo, não descurando estes factores, a taxa de produção de ninhadas (percentagem de ninhos eclodidos) é fundamentalmente função da densidade do efectivo reprodutor (densidade de casais existentes na primavera) (Ricci *et al.*, 1990).

Diversos estudos realizados em vários países demonstraram que o sucesso reprodutivo (razão jovem/adulto) da perdiz-vermelha pode variar bastante de um ano para o outro, podendo ser inferior a 1 em certos anos ou ultrapassar o valor 3 noutros (Blayac, 1988b).

Segundo Nadal (1998), nas populações estáveis e em expansão a razão de idades é maior que 1, apresentando as populações em declínio valores inferiores a 1. O mesmo autor refere que as populações produtivas normalmente apresentam valores para a razão de idades acima de 2 e a sua tendência é aumentar o seu tamanho.

Em França os valores médios para a razão jovem/adulto variam entre 1.2 e 4.8 segundo vários autores (Pépin, 1981 e 1985; O.N.C., 1986; Pépin & Blayac, 1990; Berger, 1991; Berger, 1992).

Para Espanha, Lucio (1989) apresenta o valor de 1 a 3 jovens produzidos por adulto, enquanto outros autores (Coles, 1976; Peiró & Seva, 1991) verificaram razões jovem/adulto a variar de 0.4 a 1.8. Valores mais elevados foram encontrados por Peiró & Seva (1993 e 1995), pela observação de bandos familiares no mês de Julho em 1989 e 1990, respectivamente 3.1 e 2.5 e por Millas (1980), que observou uma relação jovem/adulto de 4.4 na Província de Toledo.

Ruela Barbosa (1985), num estudo realizado em Portugal e tendo como base mais de mil observações efectuadas ao longo de 7 anos pelos Serviços Florestais através da realização de operações “auto stop” nas épocas venatórias de 1977 a 1983, apresenta a razão jovem/adulto a variar de 1.37 a 2.57.

Borrvalho *et al.* (1997a) num estudo realizado numa Zona de Caça Turística no Alto Alentejo durante 3 anos obtiveram valores entre 1.52 e 2.38 jovens por adulto. Numa região do centro de Portugal, Tavares *et al.* (1996) obtiveram o valor de 2.96 para a razão jovem/adulto.

Tavares *et al.* (1999) verificaram significativas variações interanuais no sucesso reprodutivo da perdiz-vermelha, num estudo realizado durante quatro anos, nos quais as razões jovem/adulto encontradas foram as seguintes: 3.0; 1.6; 3.6 e 1.1.

A grande variação da densidade e do sucesso reprodutivo ao longo dos anos faz com que o acompanhamento contínuo das populações da perdiz-vermelha seja essencial, já que a possibilidade de realizar uma exploração de forma sustentada depende da avaliação anual destes parâmetros (Tavares *et al.*, 1999).

1.3. USO DO MEIO

É fundamental o estudo da ecologia das espécies com interesse cinegético dada a enorme importância económica e social da caça (Fortuna, 2002). Segundo Telleria *et al.* (1988), a estrutura do meio físico e a disponibilidade dos recursos alimentares são os factores determinantes na distribuição da avifauna, nas diferentes épocas do ano.

Vários estudos demonstraram que a dinâmica populacional da perdiz-vermelha está directamente relacionada com a qualidade do habitat em que ocorrem as ditas populações (Lucio & Purroy, 1987 e 1992b; Borrvalho *et al.*, 1999a).

O uso do habitat pela perdiz-vermelha tem suscitado um grande número de trabalhos e publicações de carácter fundamentalmente aplicado (Birkan, 1977; Green, 1984; Ricci, 1985b; Lucio & Purroy, 1987; Blayac, 1988a; Lucio & Purroy, 1992b; Castro Pereira *et al.*, 1996; Lucio *et al.*, 1996; Carvalho & Borrvalho, 1998; Borrvalho *et al.*, 1999a), nos quais se verificou a preferência desta espécie por meios heterogéneos, constituídos por um mosaico entre áreas abertas (cultura extensiva de cereais, pastagens naturais, etc.) fundamentais para a alimentação, e áreas com maior coberto (incultos com mato, sebes, bordaduras de caminhos, etc.) para protecção e abrigo.

Segundo (Berger, 1986) as sebes, as culturas arvenses, as pastagens ou prados e os matagais, são os quatro elementos que constituem a base para um bom habitat para a perdiz-vermelha, existindo outros, tais como a vinha, os pomares, os pousios, os caminhos, etc., que melhoram a qualidade do meio.

A importância da diversificação das culturas em mosaico é referida por todos os autores que descrevem o habitat desta espécie. Sendo o padrão do mosaico considerado tanto melhor quanto mais miúdo, quer pelo aumento do efeito de orla resultante (Odum, 1983), quer por fornecer-lhe assim coberto e alimento mais variado sem ter que se deslocar em grandes voos (Reis & Pinheiro, 1973; Birkan, 1979; Borges, 1981; Berger, 1986; Lucio & Purroy, 1987; Buruaga *et al.*, 1991; Lucio, 1991a; Guerrero & Aparicio, 1997; Lucio, 1999).

A perdiz-vermelha utiliza pouco, ou tende mesmo a evitar, os habitats tipicamente florestais (Meriggi *et al.*, 1991; Lucio & Purroy, 1992b; Carvalho & Borralho, 1998; Borralho *et al.*, 2000a). No entanto, o montado enquanto sistema agro-florestal aberto pode proporcionar habitats que combinam alimento e abrigo e que são interessantes para as perdizes, sobretudo quando é praticada alguma agricultura sob-coberto e os encabeçamentos não são muito elevados (Castro Pereira *et al.*, 1996; Capelo *et al.*, 1999; Borralho *et al.*, 2000a).

Também em Espanha, as maiores densidades de perdiz-vermelha são encontradas em habitats abertos pseudoestepários onde as suas populações são favorecidas pelas práticas agrícolas tradicionais extensivas (Telleria *et al.*, 1988; Lucio & Purroy, 1992b; Fortuna, 2002).

O uso do meio pela perdiz-vermelha parece ser fortemente condicionado pela disponibilidade de alimento e pela tranquilidade (Mauvy *et al.*, 1991).

Num estudo sobre a utilização espaço-temporal e selecção do habitat de perdiz-vermelha realizado num agroecossistema do centro de Portugal por Tavares & Fontoura (1996), foi verificada uma utilização diferenciada do meio ao longo de diferentes períodos do ano, consoante os indivíduos formavam casais (preferência por zonas não cultivadas), grupos

familiares (preferência por olivais, pomares e vinhas) ou grupos pluri-familiares (preferência por culturas de regadio e mistas).

As épocas do ano mais críticas para a perdiz-vermelha são a época reprodutora primaveril, altura em que as necessidades de alimentação e abrigo são maiores, e o Verão, período normalmente muito quente e seco na região mediterrânica, ocasionando menores disponibilidades de alimento e água (Otero, 1990; Borralho *et al.*, 1997b).

1.3.1. Uso do meio na Primavera

A época de reprodução é uma fase crítica para a fauna silvestre (Rueda, 1993). Para a perdiz-vermelha os riscos são particularmente elevados, devido ao facto de construir o ninho no solo e a concentração das posturas ocorrer num período de tempo relativamente curto, o que a torna bastante vulnerável às mais diversas causas de destruição (Brun, 1991).

Para ser possível realizar uma correcta gestão do habitat, componente essencial do ordenamento cinegético, é necessário possuir informação relativa ao uso do meio pelas perdizes durante a época de reprodução, pois é neste período que a sua vulnerabilidade é maior assim como as suas necessidades de abrigo e alimentação (Rands, 1988b; Lucio, 1991a; Fortuna, 2002).

Na Primavera, a selecção do local de nidificação é um factor determinante do tipo de habitat usado pela perdiz-vermelha (Lucio & Purroy, 1992b), condicionando o tipo de habitat que irá ser utilizado pelos grupos familiares (Ricci, 1981), a taxa de predação dos ninhos e a sobrevivência dos jovens (Rands, 1988b).

Foi diversas vezes registada a preferência da perdiz-vermelha por terrenos incultos, orlas, sebes e pousios durante a época de nidificação (Borges, 1985; O.N.C., 1986; Berger *et al.*, 1988a; Ricci *et al.*, 1989; Ricci *et al.*, 1990; Brun, 1991; Lucio, 1991a; Borralho, 1997; Borralho *et al.*, 1999a; Borralho *et al.*, 1999b; Borralho *et al.*, 2000b). Está também referida a escolha de vegetação espinescente (silvas, cardos e outras); o efeito protector contra os predadores atribuído a estas plantas parece ser um factor importante na escolha do local de nidificação pelas perdizes (Aubineau, 1980; Rands, 1988b; Brun, 1991). Em

Espanha, Lucio (1991a), e em França, Berger *et al.* (1988a), estudaram a selecção de habitat da perdiz-vermelha na época de nidificação e verificaram que esta tende a ocupar preferencialmente zonas não cultivadas, seleccionando áreas que combinem uma cobertura arbustiva média com clareiras de pastos e/ou comunidades semiarbustivas de escassa cobertura.

Berger *et al.* (1988a), verificaram também que a taxa de sucesso da nidificação é mais elevada em meios não cultivados em relação aos meios cultivados. Contudo, segundo Carvalho & Borralho (1998), a produtividade (número de jovens/ha) tende a ser maior em meios mistos com zonas cultivadas, devido a uma maior disponibilidade inicial de alimento o que possivelmente fará com que os casais reprodutores seleccionem estas áreas para nidificar. Talvez por esta razão Aubineau (1980) e Mauvy *et al.* (1991), em trabalhos realizados em França, tenham encontrado uma alta percentagem de ninhos em terrenos cultivados, sendo as vinhas um dos habitats mais procurados pela perdiz-vermelha (Brun, 1991). Em Portugal, a informação disponível sobre o uso dos habitats vinha e olival indica que estes são seleccionados quando a actividade agrícola não é intensiva e o uso de agro-químicos é limitado (Borralho *et al.*, 1998 e 1999a), pois proporcionam normalmente sombra, vegetação verde e/ou frutos dos quais as perdizes podem obter alimento e água (Rito & Borralho, 1997).

Berger *et al.* (1988a) analisaram as características dos locais de nidificação quanto ao grau de coberto vegetal do solo nas regiões de Yonne e Cher no norte de França, e verificaram que 90% dos ninhos foram encontrados em locais com uma percentagem de coberto na ordem dos 25% a 90%, concluindo assim que a perdiz-vermelha parece evitar os locais muito fechados ou excessivamente abertos.

A informação sobre a utilização dos pousios pelas perdizes é um pouco contraditória. Segundo Mauvy *et al.* (1991), Lucio & Purroy (1992b) e Fortuna (2002), as perdizes evitam os pousios, talvez devido à sua nula cobertura, quando são muito pastoreados. Contudo Ricci *et al.* (1990) registaram uma selecção positiva deste meio. A selecção deste meio poderá depender do estado do pousio já que Borralho *et al.* (1999a), encontraram densidades elevadas de perdizes durante o período reprodutor em pousios com menos de um ano e baixas densidades em pousios mais antigos (com mais de 2 anos). Neste último caso, provavelmente a vegetação alta e lenhificada dos pousios mais antigos (pouco

pastoreados) apresenta pouco valor alimentar dificultando a mobilidade das perdizes no seu interior, o que poderia explicar as baixas densidades de perdizes nesse meio (Borrallho *et al.*, 1999a).

Nos agroecossistemas, o desenvolvimento das populações de perdiz-vermelha depende directamente das actividades e do desenvolvimento da paisagem agrícola. Assim, os trabalhos agrícolas, nomeadamente os que contemplam o uso de maquinaria e pesticidas, actuam a vários níveis sobre as populações de perdiz-vermelha, levando à diminuição das disponibilidades alimentares, dos locais de abrigo e nidificação e causando também a morte de adultos e jovens (Blayac, 1988a; Tavares & Fontoura, 1996; Léonard & Reitz, 1998). Segundo Nadal (1998), os trabalhos agrícolas e a predação são as principais causas da destruição de ninhos. Num estudo sobre as taxas de sucesso da nidificação realizado em França, verificou-se que as actividades humanas são responsáveis por mais de 70% das perdas, sendo a predação apenas responsável por cerca de 8% (Berger *et al.*, 1988a). Resultados diferentes foram obtidos por outros autores (e.g., Millas, 1980; Ricci *et al.*, 1989; Rueda, 1993) que verificaram que a predação ocorrida durante o período de incubação foi a grande responsável pelo insucesso reprodutivo das perdizes.

As pseudoestepes europeias têm sofrido nas últimas décadas significativas mudanças ao nível das práticas agrícolas, nomeadamente no que diz respeito ao desaparecimento de grande parte das orlas e sebes das culturas, meios bastante utilizados pelas perdizes na época da nidificação, e ao aumento de tratamentos com insecticidas, tendo todos estes factores contribuído para o declínio das suas populações.

A influência do pastoreio sobre aves silvestres que nidificam no solo, como a perdiz-vermelha, tem sido objecto de diversos estudos, que deram origem a resultados por vezes contraditórios quer em relação ao grau de incompatibilidade das várias espécies pecuárias com a perdiz-vermelha, quer quanto à importância da pastorícia no insucesso da nidificação desta (Coles, 1979; Bugalho *et al.*, 1987; Marchandeu, 1992; Suarez, 1992).

Contudo, a grande maioria desses estudos pretende avaliar a percentagem de ninhos destruídos por pisoteio utilizando frequentemente ninhos mudos ou artificiais. No entanto este método, segundo Koerth *et al.* (1983), não permite avaliar em absoluto o efeito negativo da actividade pastoril, uma vez que o pisoteio dos ninhos é um critério

incompleto para avaliar aquele efeito. De acordo com tais estudos, a taxa de ninhos pisoteados é função quer dos encabeçamentos praticados, quer da espécie pecuária em causa (Marchandeanu, 1992). Os encabeçamentos elevados devem ser evitados nas zonas de nidificação, uma vez que o pisoteio é considerado uma causa importante de perda de ninhos, quer por destruição mecânica quer pela perturbação da tranquilidade das aves, levando frequentemente ao abandono daqueles (Borges, 1985) e também pela possível concorrência alimentar em períodos de carência (Reis & Pinheiro, 1973).

Bugalho *et al.* (1987), consideram incompatíveis com a presença da perdiz-vermelha o pastoreio de porcos de montanha e, em menor grau, o encabeçamento elevado de ovinos. As restantes espécies pecuárias em densidades ajustadas parecem ser razoavelmente compatíveis com a produção daquela.

Segundo Marchandeanu (1992), Suarez (1992) e Lucio *et al.* (1996), a utilização pastoril moderada e algumas práticas a ela ligadas podem melhorar as condições do habitat (ao limitar o crescimento da vegetação exercem uma pressão selectiva nas pastagens melhorando a qualidade destas), criando uma heterogeneidade espacial capaz de melhorar a adequabilidade do meio para a perdiz-vermelha. Além disso, o pastoreio parece facilitar ainda a dispersão das sementes das pastagens, através das deslocações dos animais (Suarez, 1992).

Por outro lado, segundo Potts (1980) e Lucio *et al.* (1996), a presença do gado tende a favorecer o aumento de invertebrados tão necessários aos perdigotos nas suas primeiras semanas de vida, o que provavelmente poderia conduzir a um sucesso reprodutivo mais elevado, situação que deverá estar associada a encabeçamentos moderados e não será sempre generalizável.

Já num estudo realizado por Borralho (1997a), em que se monitorizou durante três épocas de reprodução uma população de perdiz-vermelha, verificou-se que nas pastagens as densidades ocorridas eram sempre baixas, tendo certamente contribuído para este resultado a falta de tranquilidade devido à presença contínua do gado, ao consumo e pisoteio da vegetação.

Num trabalho realizado na Herdade da Contenda verificou-se existir uma nítida influência negativa do pastoreio na dinâmica da perdiz-vermelha (Ramalho 1994; Ramalho *et al.*, 1996).

Segundo Coles (1979), a existência de pastoreio no período de postura, incubação e eclosão dos perdigotos, tende a afectar negativamente a densidade e o sucesso reprodutivo das perdizes.

1.3.2. Uso do meio no Verão

Na Península Ibérica a selecção do habitat durante o Verão é condicionada em grande parte em função das necessidades dos perdigotos (Otero, 1990; Lucio, 1991a; Lucio & Purroy, 1992b). Segue, no entanto, a mesma tendência verificada na selecção do habitat na Primavera em que é evidente a preferência da perdiz-vermelha por locais que combinem abrigo e alimento (Braza & Alvarez, 1986; Castro Pereira *et al.*, 1996; Carvalho & Borralho, 1998), bem como a existência de água acessível e sombra (Borralho *et al.*, 1996b; Rito & Borralho, 1997).

Segundo Mauvy *et al.* (1991), a perdiz-vermelha não utiliza uniformemente o meio disponível, preferindo meios que ofereçam simultaneamente um coberto adequado e uma grande liberdade de circulação. Os factores mais importantes para explicar a utilização do meio no Verão parecem ser as necessidades alimentares, a água e a segurança/tranquilidade.

A preferência dos grupos familiares de perdizes pelas vinhas foi confirmada por vários autores (Brun, 1991; Tavares & Fontoura, 1996; Borralho *et al.*, 1998), proporcionando estas, sombra, refúgio e alimento rico em água e energia.

É também conhecida a preferência da perdiz-vermelha pelas áreas de orlas entre diferentes tipos de coberto, as quais propiciam uma boa combinação de recursos provenientes dos diversos tipos de coberto adjacentes (Borralho *et al.*, 1996b e 1997b). No mesmo sentido verificou-se em diferentes ocasiões a preferência das perdizes por paisagens estruturalmente diversas (Lucio & Purroy, 1992b; Borralho *et al.*, 2000b).



Relativamente aos tipos de coberto evitados no período estival, Lucio (1991a) e Lucio & Purroy (1992b) confirmaram o baixo valor do regadio e das zonas arborizadas como habitat da perdiz-vermelha no Verão, enquanto Braza & Alvarez (1986) verificaram que, em Doñana, o mato denso é evitado pelos bandos com perdigotos, que se deslocam para áreas mais abertas com vegetação herbácea.

As pastagens tendem de igual modo a ser evitadas pela perdiz-vermelha no Verão, sobretudo as que são pastoreadas intensivamente; tal poderá dever-se não só à perturbação causada pelo gado como também ao facto da vegetação se encontrar muito seca e rasteira, não oferecendo protecção contra os predadores, alimento e sombra (Borrvalho *et al.*, 1996b e 1998).

Apesar de alguns autores apontarem a escassez de água como factor limitante para a perdiz-vermelha na Península Ibérica (Reis & Pinheiro 1973; Coles, 1975; Borges, 1981; O.N.C., 1986; Otero, 1990; Carvalho, 1991; Borrvalho *et al.*, 1998) sobretudo no Verão, são poucos os estudos científicos realizados para averiguar o seu impacto nas populações desta espécie em termos fisiológicos, demográficos e espaciais (Borrvalho, 1997; Borrvalho *et al.*, 1998).

Nas regiões mediterrânicas, o período estival é muito quente e seco, a disponibilidade natural de água vai diminuindo progressivamente desde o final da Primavera até ao início do Outono, tornando-se muito escassa nos meses de Verão (Julho, Agosto e Setembro), normalmente o período do ano mais crítico para a sobrevivência de animais e plantas (Rito & Borrvalho, 1997).

Como salientam vários estudos (Otero, 1990; Carvalho, 1991; Rito & Borrvalho, 1997), na Península Ibérica a falta de água é bastante limitante para a perdiz-vermelha, principalmente para os perdigotos e juvenis, sendo particularmente sensível o período das eclosões (Maio a Julho); nesta fase, a água afecta a sobrevivência dos perdigotos de forma directa através da sua disponibilidade e, de forma indirecta, quando necessitam de percorrer grandes distâncias para a obter, ficando assim mais vulneráveis aos predadores e às condições climáticas adversas.

A existência de água disponível é particularmente importante nas regiões secas onde, segundo Borges (1981), se verifica uma relação significativa entre a localização dos ninhos de perdiz-vermelha e a distância aos pontos de água. Também Coles (1979) verificou que a espécie ocorre em densidades elevadas nos territórios onde são numerosos os locais de abeberamento. Constatou igualmente que, durante o período de incubação, as perdizes são observadas com maior frequência próximo de pontos de água, valorizando assim a disponibilidade de água como factor de qualidade do habitat.

Borrvalho *et al.* (1996b e 1998), quantificaram a importância da água para a perdiz-vermelha numa área do Alto Alentejo, tendo verificado que a distribuição dos bandos de perdizes no Verão foi significativamente afectada pela localização dos pontos de água: em média, os bandos encontravam-se duas vezes mais perto da água do que o esperado se a sua distribuição fosse aleatória.

Estudos realizados em Espanha (Lucio, 1991a; Lucio & Purroy, 1992b) sugerem igualmente que a selecção de habitat por parte dos grupos familiares de perdiz-vermelha no Verão poderá evidenciar a necessidade de água. Segundo estes autores, a utilização frequente de áreas constituídas por juncos e caniçais dispersas nos matagais, poderá estar relacionada com o elevado conteúdo em água deste tipo de vegetação, para além da maior disponibilidade de artrópodes que oferece.

Para além da disponibilidade de água, a existência de sombra é também apontada por diversos autores (Leopold, 1933; Bugalho, 1991b e 1993a; Borrvalho *et al.*, 1996b; Rito & Borrvalho, 1997; Reino *et al.*, 2000) como uma componente importante para a sobrevivência dos perdigotos.

Do atrás exposto pode concluir-se que a existência de água acessível e em abundância próximo dos locais de nidificação e durante o período de cria dos perdigotos afecta o uso do meio, e provavelmente, poderá condicionar o sucesso reprodutivo da perdiz-vermelha, nomeadamente em ecossistemas mediterrânicos e em anos mais secos.

1.4. A ESPÉCIE EM ESTUDO

1.4.1. Classificação taxonómica e origem

Segundo Grzimek's (1984) a classificação taxonómica da perdiz-vermelha (*Alectoris rufa* Linneu, 1758) é a seguinte: Ordem: Galiformes; Família: Phasianidae; Sub-família: Perdicinae; Tribo: Perdicini; Género: *Alectoris*; Espécie: *Alectoris rufa*.

Segundo Buruaga *et al.* (1991), a perdiz-vermelha tem o seu centro genético na Bacia Mediterrânica e admite-se a existência de duas subespécies na Península Ibérica: a *Alectoris rufa hispanica* que se distribui pelo Norte e parte do Centro de Espanha e também em Portugal Continental, na Madeira e nos Açores (Birkan, 1979) e a *Alectoris rufa intercedens* que se distribui pelo resto do Centro Sul e Este Peninsular (Birkan, 1979; Buruaga *et al.*, 1991; Buxadé, 1997; Castresana, 1997). Buruaga *et al.* (1991) diferenciam *Alectoris rufa hispanica* de *Alectoris rufa intercedens*, designadamente, por o bico e patas caracteristicamente vermelhos na perdiz-vermelha, exibirem na primeira subespécie tonalidades mais vivas.

1.4.2. Caracterização morfológica

A perdiz-vermelha é uma ave de tamanho médio (35 a 40 cm de comprimento), apresenta os flancos estriados de castanho, preto e branco, sobre o olho apresenta uma conspícua sobrancelha branca, uma linha preta contornando o branco das faces desce até ao peito onde forma um colar negro. Deste partem estrias da mesma cor que salpicam o cinzento do peito. O dorso e a parte superior da cabeça são castanho vivo, o bico e as patas são vermelhos. Nesta espécie o dimorfismo sexual é muito reduzido, no entanto possui algumas características que em observação simultânea, permitem a distinção dos sexos com relativa segurança: normalmente o macho é maior e mais pesado que a fêmea (peso médio dos machos: 483g; peso médio das fêmeas: 395g), apresenta uma cabeça mais volumosa, tarsos mais compridos e grossos, esporões com base larga e a extremidade arredondada, enquanto as fêmeas têm os tarsos mais curtos e finos e, quando apresentam esporões, estes têm a base mais estreita e são pontiagudos (Ruela & Lopes, 1979; D.G.F., 1997). Segundo Sacarrão (1963), os machos apresentam cores mais vivas que as fêmeas. A distinção entre

adultos e juvenis pode ser feita pela observação das rémiges primárias (Ruela & Lopes, 1979; O.N.C., 1986; D.G.F., 1997).

1.4.3. Distribuição geográfica e habitats preferenciais

A perdiz-vermelha distribui-se actualmente pela Península Ibérica; pelo Sul, SW e centro de França; pela Córsega, NW de Itália, SE de Inglaterra e por algumas ilhas do Mediterrâneo e do Atlântico (Coles, 1979; Borges, 1981; Perez y Perez, 1981; O.N.C., 1986; Dubray & Roux, 1989; Buruaga *et al.*, 1991; Borralho, 1997; Nadal, 1998).

Além da sua distribuição natural e devido ao seu interesse cinegético a espécie foi introduzida com relativo êxito em diferentes zonas do sul de Inglaterra (séculos XVII e XVIII), Alemanha, Hungria, Noruega e Suécia e também, no século XIII, nas Ilhas Baleares (Buruaga *et al.*, 1991). Algumas das outras populações insulares (Sardenha, Canárias, Madeira, Porto Santo e Açores) são também resultado de importações (Watson, 1962).

Em relação à distribuição geográfica no nosso País a perdiz vermelha existe em todo o território nacional, verificando-se uma maior densidade nas regiões mais orientais do continente onde predominam as culturas cerealíferas, tais como o Nordeste Transmontano, a Beira interior, e o Alentejo. É pouco abundante ou mesmo rara, nos distritos centrais e litorais (Bugalho & Lopes, 1979; Ruela & Lopes, 1979).

Esta espécie apresenta uma grande tolerância a diferentes tipos de habitat, justificando-se assim a sua ampla distribuição. No entanto exige uma série de requisitos para o seu bom desenvolvimento.

A distribuição da perdiz-vermelha é fortemente influenciada pela acção do clima, não se encontrando esta onde a temperatura média se situa abaixo dos 2° C nos meses mais frios (Varela, 1974). É exigente em sol e calor, sendo capaz de se adaptar a amplas variações de temperatura (devido à sua morfologia externa e à densidade da plumagem), no entanto quando estas são extremas, podem condicionar o sucesso reprodutor (Perez & Perez, 1981; Guerrero & Aparicio, 1997).

A pluviosidade, juntamente com o vento, também condiciona a adaptabilidade da perdiz-vermelha. O valor ideal situa-se entre os 400 e 750 mm anuais (Guerrero & Aparicio, 1997). Os dias muito chuvosos são-lhe bastante desfavoráveis, principalmente na época da reprodução. Suporta melhor chuvas intensas mas breves, do que dias de chuva contínua com humidade elevada, ainda que a queda pluviométrica nestes seja menor (Perez & Perez, 1981; Guerrero & Aparicio, 1997).

O clima intervém de forma determinante na densidade das populações desta espécie, nomeadamente na sobrevivência dos indivíduos adultos, no êxito da reprodução (maturação das gónadas), na eclosão e na sobrevivência dos perdigotos (sucesso reprodutivo), podendo ainda afectar a actividade quotidiana das aves (Lanau, 1979; Lucio, 1990; Lucio, 1991b).

Condições climáticas com queda pluviométrica praticamente nula durante os meses mais quentes (Maio a Setembro), correspondendo às épocas de nidificação e de desenvolvimento dos jovens, parecem ser mais favoráveis ao crescimento da perdiz-vermelha. Também a ocorrência de grandes chuvadas e trovoadas na Primavera pode ocasionar elevadas perdas em ovos e perdigotos (Reis & Pinheiro, 1973). Contudo, Lucio, (1990 e 1998) demonstrou que em zonas de clima mediterrânico as chuvas primaveris e estivais, quando moderadas, têm um efeito benéfico na produção de perdizes, ao favorecer a permanência de vegetação herbácea abundante nas margens e a existência de água distribuída pelo campo, facto que conduz a uma maior permanência no Verão das populações de artrópodes, tão essenciais para os perdigotos.

A luminosidade é outro dos condicionantes importantes que explica a sua distribuição geográfica na área mediterrânea, tornando difícil a sua adaptação a outras latitudes mais setentrionais. A periodicidade e a duração da luz condicionam a reprodução (Guerrero & Aparicio, 1997), abaixo de 1800 horas de duração média de insolação por ano a presença da perdiz-vermelha é muito rara (O.N.C., 1986).

Outro dos factores limitantes para a perdiz-vermelha é a altitude, a qual está também relacionada com a luminosidade e a temperatura. A perdiz-vermelha ocorre nas planícies, em pequenos montes, e até em montanhas, chegando inclusivamente a altitudes próximas

dos 1500m (Perez & Perez 1981; Buruaga *et al.*, 1991), não excedendo geralmente os 2000 - 2500m (O.N.C., 1986). Na Península Ibérica, as densidades começam a diminuir quando são atingidas cotas superiores a 800m (Nadal, 1998), sendo a altitude ideal a compreendida entre os 600-800m (Guerrero & Aparicio, 1997).

A perdiz-vermelha é tipicamente terrena, pois prefere caminhar a voar (Castresana, 1997). Prefere os solos bem drenados, evitando os argilosos, pouco permeáveis e húmidos, que trazem problemas sobretudo à cria dos perdigotos (Coles, 1979; Ruela & Lopes, 1979; Borges, 1981; O. N. C., 1986; Guerrero & Aparicio, 1997). Os solos mais leves e soltos são os preferidos para o banho de areia, comportamento que lhes permite realizar a sua necessária higiene diária (La Fuente, 1971).

A perdiz vermelha é uma ave de grande plasticidade ecológica, podendo encontrar-se em diversos tipos de paisagem. Contudo o habitat mais favorável é em zonas de mosaico policultural, com campos cerealíferos, pastagens, vinhas e zonas de mato (Buruaga *et al.*, 1991).

1.4.4. Hábitos alimentares

A alimentação da perdiz-vermelha é bastante variada, mas é composta essencialmente de vegetais que, pela grande frequência com que se encontram dentro dos papos, aliada a um grande volume garantem-nos serem alimentos fundamentais. Em épocas de carência, normalmente no fim do Inverno, há alimentos que são praticamente de subsistência, mas que permitem a manutenção da espécie em termos nutritivos, sendo considerados alimentos principais nesse período. Contudo e sobretudo para as fêmeas, é fundamental uma boa alimentação no período do Verão e Outono, nomeadamente de sementes, o que garantirá uma boa postura (Reis & Pinheiro, 1973).

Segundo estudos realizados por Vizeu Pinheiro (1970), a alimentação da perdiz-vermelha é fundamentalmente feita à base de sementes e frutos, representando estes uma percentagem muito elevada na sua dieta em quase todos os meses do ano.

As necessidades e preferências alimentares da perdiz-vermelha variam com a idade e de certa forma com as estações do ano. A constante movimentação da perdiz-vermelha ao longo do ano, e a sua permanência durante certos períodos de tempo de forma a utilizar adequadamente os vários tipos de coberto vegetal componentes do seu habitat preferencial, é justificada pela variedade de alimentos que fazem parte da sua dieta alimentar e pela também variável disponibilidade destes ao longo do ano (Green, 1984; Lucio, 1991a).

As exigências alimentares dos jovens são diferentes das dos adultos e evoluem, ao longo do seu desenvolvimento. Segundo diversos autores (Borges, 1981; Rueda, 1986; D.G.F., 1997), a dieta dos perdigotos começa por ser essencialmente insectívora na primeira semana de vida, nutrindo-se essencialmente de insectos de corpo mole, reduzindo-se a ingestão destes, progressivamente na segunda e terceira semana em benefício de alimentos vegetais: grãos (trigo, cevada, aveia) bolota e também folhas, rebentos; bagas, flores e raízes de uma grande variedade de plantas espontâneas.

1.4.5. Comportamento e reprodução

A perdiz é uma ave que apresenta organização social, formando os seus indivíduos bandos variáveis segundo a época do ano (Buxadé, 1997). No Outono e Inverno vivem em grupos constituídos por adultos e subadultos formando os grupos plurifamiliares e os bandos de Inverno, que permanecem até ao início da época de reprodução, a qual varia de região para região, iniciando-se esta mais cedo à medida que nos aproximamos do sul do País.

Esta fase é caracterizada pela desagregação dos bandos dando lugar à formação dos casais que procuram um território, tornando-se assim mais sedentários (Guerrero & Aparicio, 1997).

Segundo (Perez & Perez, 1981) o início da época reprodutora pode apresentar alguma precocidade, desde que os animais tenham à sua disposição uma alimentação tenra e rica em vitaminas. Em Portugal, o acasalamento destas aves começa geralmente em Janeiro e Fevereiro no sul do País, um pouco mais tarde (Fevereiro e Março) no norte, podendo haver alterações conforme as condições atmosféricas (D.G.F., 1997). Nesta fase do ciclo nota-se uma grande disputa dos machos pelas fêmeas até conseguirem conquistar o seu par,

tornando-se sedentários e desenvolvendo um instinto de defesa do território. É frequente nesta época encontrar pequenos grupos de indivíduos formados por jovens isolados que se unem a um casal já estabelecido (Buxadé, 1997).

Segundo Nadal (1998), os casais desenvolvem três fases comportamentais relacionadas com os seus movimentos até à instalação do seu território de cria: 1) o isolamento; 2) a exploração; 3) a habitação. O isolamento é o processo de separação do casal do bando invernal, com o intuito de reforçar a sua união e reduzir os contactos agressivos com outros casais. A fase de exploração consiste em movimentos de procura de locais adequados para a reprodução dentro da área onde o casal se instalou. A habitação é o período posterior, no qual o casal encontrou o local propício para nidificar, procedendo à construção de um ou vários ninhos e estabelecendo-se o território de nidificação.

A construção do ninho bem como a escolha do local é da responsabilidade do macho e inicia-se normalmente em Março. O ninho é feito, geralmente, no chão, de preferência em solos permeáveis, com o fundo simplesmente coberto de plantas secas, junto a tufos de ervas, debaixo de ramos secos ou mesmo junto a linhas de água, orlas ou caminhos (Guerrero & Aparicio, 1997; D.G.F., 1997).

A postura dos ovos faz-se durante os meses de Março a Abril no sul do País e de Abril a Maio no norte (D.G.F., 1997). O tamanho e o ritmo de postura são variáveis, frequentemente de 12 a 16 ovos por ninho, a incubação que começa depois da postura do último ovo, tem uma duração de 23 a 26 dias (Guerrero & Aparicio, 1997; O.N.C., 1986).

Está confirmada a ocorrência de duplas nidificações, fazendo a fêmea duas posturas em dois ninhos diferentes, sendo o primeiro incubado pelo macho (Coles, 1979; Ruela & Lopes, 1979; Green, 1984; O.N.C., 1986).

É também conhecida a construção de um segundo ninho, provavelmente quando acontece a destruição do primeiro ou é abandonado por qualquer razão após iniciada a incubação (Berger *et al.*, 1988a). Normalmente durante o período de postura, o macho vigia as imediações do ninho partilhando com a fêmea a mesma zona de dormida (D.G.F., 1997).

Durante a época de incubação e no Verão, é frequente ver pequenos grupos de machos que não colaboram nesta ou que perderam a sua postura. Após o nascimento das crias é comum observar que a maioria destes machos voltam a estar com as suas fêmeas (Guerrero & Aparício, 1997).

É geralmente muito elevado o número de ninhos destruídos ou predados, sofrendo contudo variações apreciáveis consoante a forma de utilização agrícola e/ou pecuária do espaço e a pressão predatória (Blayac, 1988a).

As eclosões em Portugal ocorrem normalmente durante os meses de Abril, Maio e Junho, dependendo de factores como a latitude, as condições climáticas, idade das perdizes e características genéticas, apresentam um máximo na primeira quinzena de Junho no sul e nos finais do mês no norte (Ruela & Lopes, 1979). Em condições normais podem eclodir cerca de 90 a 95% dos ovos (Guerrero & Aparício, 1997). No caso de serem realizadas posturas em segundos ninhos, devido à inviabilização do primeiro, é natural que se verifique em diversos locais um segundo pico de eclosões devido ao consequente retardamento da eclosão da segunda postura (Berger *et al.*, 1988a).

Os perdigotos logo que nascem abandonam o ninho (espécie nidífuga), mostrando uma notável vivacidade ao seguirem os adultos na procura de alimento (Ruela & Lopes, 1979; D.G.F., 1997) e da água que lhes é imediatamente essencial (Bugalho, 1991a).

A sua defesa ante os predadores consiste em ficarem imóveis. Começam a voar com cerca de duas semanas (Guerrero & Aparicio, 1997).

Os primeiros dias de vida são bastante críticos para os perdigotos; sendo a mortalidade muito elevada nesta fase podendo chegar aos 70% (Buxadé, 1997). Os factores climáticos (chuvas abundantes por vezes acompanhadas de granizo, trovoadas), a escassez de alimentos, a predação, os trabalhos de colheita ou mecanização dos terrenos e possíveis doenças são as causas de uma alta mortalidade nesta altura (Guerrero & Aparicio, 1997).

A alimentação neste período é constituída essencialmente por insectos e sementes. O máximo desenvolvimento é alcançado até finais de Julho, sendo difícil nesta altura a distinção entre jovens e adultos (Buxadé, 1997).

Durante o Verão, os diferentes grupos familiares agregam-se formando bandos definitivos de Outono/Inverno (grupos plurifamiliares), mantendo-se assim até à nova época de acasalamento (Guerrero & Aparício, 1997).

1.5 - OBJECTIVOS DO ESTUDO

Pretende-se com este trabalho contribuir para a prática de uma melhor gestão e exploração cinegéticas na área de estudo. Para tal é necessário conhecer os parâmetros que afectam a dinâmica populacional e a utilização do habitat da perdiz-vermelha. Tal conhecimento é necessário para a aplicação de medidas de gestão eficazes.

Assim, o presente trabalho tem como objectivos específicos:

- i. Avaliar a situação demográfica de uma população de perdiz-vermelha numa Zona de Caça Turística no Alto Alentejo (“Vale Melhorado e Outras”), comparando a densidade primaveril e estival e o sucesso reprodutivo da população em 2001 com valores equivalentes estimados em operações de recenseamento efectuadas entre 1992 e 1995, após a passagem de uma situação de Regime Cinegético Geral para Regime Cinegético Especial;
- ii. Avaliar o uso do meio pela perdiz-vermelha e as variáveis ambientais que afectaram a sua distribuição na Primavera e no Verão de 2001 na área de estudo;
- iii. Avaliar as implicações de gestão dos resultados obtidos e sugerir acções de manejo da população.

O conhecimento destes parâmetros é fundamental para a prática de uma gestão adequada das populações de perdiz-vermelha, possibilitando assim a conservação e, sempre que possível, o aumento do capital produtivo, contribuindo decisivamente para a sua exploração cinegética sustentada.

2. ÁREA DE ESTUDO E GESTÃO CINEGÉTICA

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A Zona de Caça Turística do “Vale Melhorado e Outras” (processo n.º 800 do Instituto Florestal) situa-se no concelho de Évora, freguesia de Nossa Senhora de Machede e abrange uma área aproximada de 1265,5ha. É delimitada pelas seguintes coordenadas: latitude 38° 34' Norte e longitude 7° 51' Oeste.

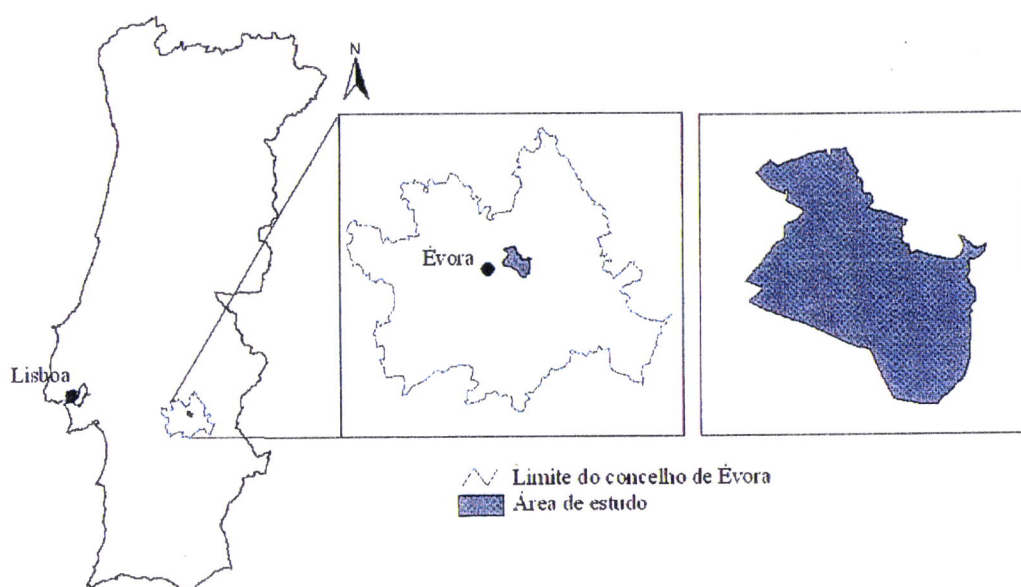


Figura 1 - Mapa da localização da área de estudo.

A área de estudo enquadra-se no piso bioclimático Mesomediterrânico inferior [Rivas-Martinez (1985) citado por Pinto Gomes (1997)].

O clima é tipicamente mediterrânico, com uma estação seca bem definida, marcado pela irregularidade, apresentando precipitações modestas (cerca de 600 mm), concentradas apenas em seis meses e marcada pela alternância aleatória de anos secos e chuvosos, bem como de amplitudes térmicas anuais significativas (Pinto Gomes, 1997).

Na Figura 2 estão representados graficamente os valores médios mensais de precipitação e temperatura referentes ao período 1961/1990 e os valores referentes ao ano agrícola em

que decorreu o estudo (2000/2001). Foram utilizados os valores registados no Posto Meteorológico de Évora.

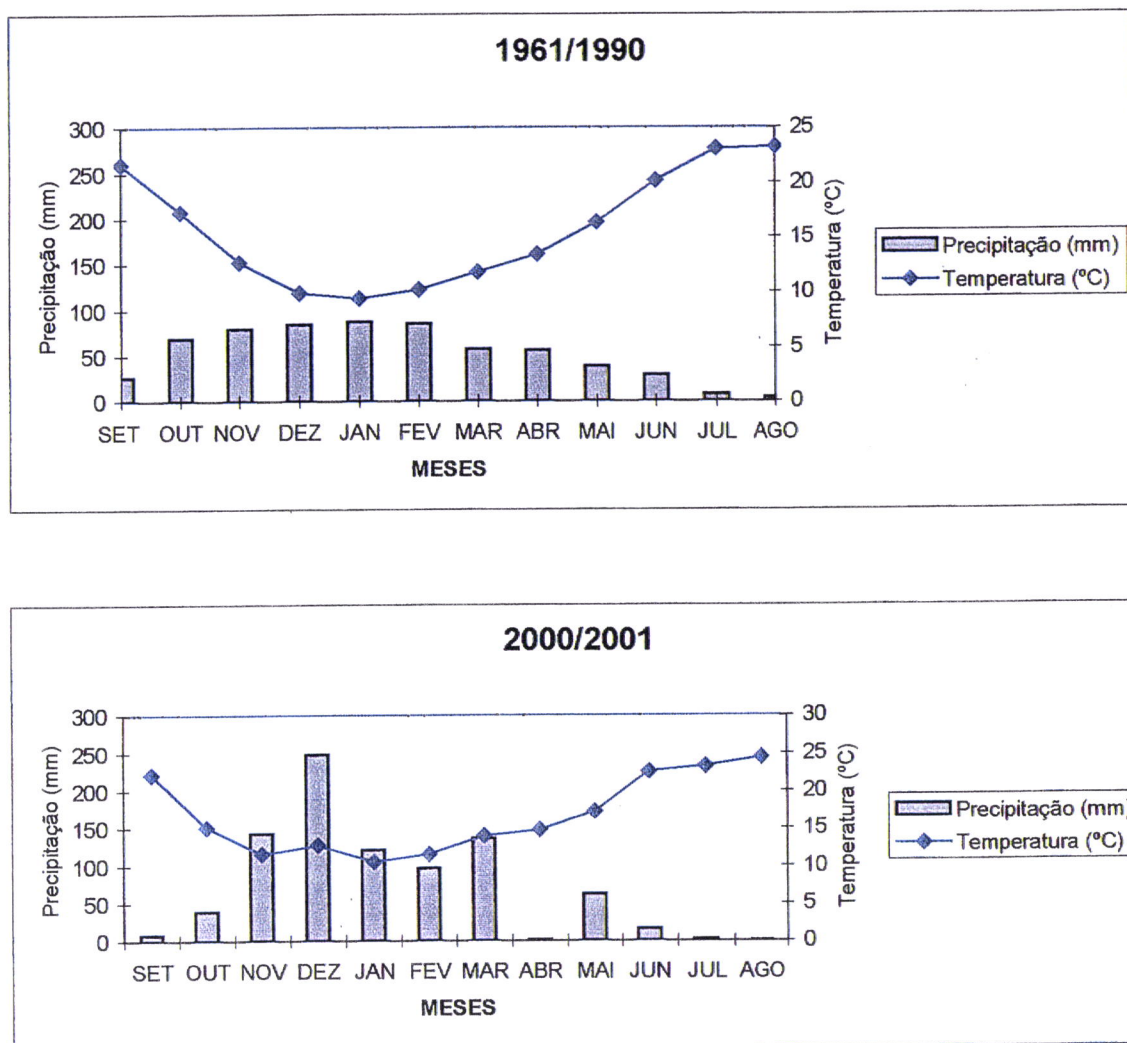


Figura 2 - Climogramas com os valores médios mensais de precipitação total e de temperatura referentes ao período 1961/1990 e os valores referentes ao ano agrícola de 2000/2001.

Comparando com os valores de referência relativos ao período 1961/1990 verificou-se que a precipitação média anual no período de estudo foi significativamente superior. A pluviosidade ocorrida nos meses de Novembro a Março de 2000/2001 foi bastante mais elevada, o que dificultou e em alguns casos impediu a realização da sementeira dos cereais (trigo e aveia). No mês de Maio a pluviosidade ocorrida no ano 2000/2001 foi também muito superior aos valores de referência. Segundo vários autores (Reis & Pinheiro, 1973;

Coles, 1979; Brun, 1991), a ocorrência de grandes chuvadas e trovoadas na Primavera pode ocasionar elevadas perdas em ovos e perdigotos.

Pedologicamente a área de estudo caracteriza-se por uma certa diversidade coexistindo nela solos esqueléticos, marginais para a agricultura e solos de excepcional aptidão agrícola.

O uso do solo de Vale Melhorado na Primavera de 2001 era caracterizado essencialmente pelas seguintes classes de coberto vegetal: montado de sobro (*Quercus suber*) com e sem mato (27.1 % da área), montado de azinho (*Quercus rotundifolia*) com mato (8.2%), trigo (*Triticum spp.*) (15.2%), aveia (*Avena sativa*) (2.6%) sendo estas culturas sucedidas por 2 a 3 anos de pousio, não havendo um sistema fixo de rotação, pousio (30.7%), alqueive (11.6%) e uma plantação recente (3 anos) de sobreiro e pinheiro manso (4.6%) (Figura 3).

No Verão, para além das manchas de coberto florestal atrás indicadas, existiam igualmente parcelas de trigo (18.1%), aveia (2.6%), alqueive (1.9%) e pousio (30.1%), às quais foram acrescentadas manchas de culturas de Primavera, em particular girassol (*Heliantus annuus*) (4.3%) e sorgo (*Sorghum bicolor*) (3.0%), sendo este último uma cultura de regadio (Figura 4).

Os montados (sobre e azinho) são povoamentos com densidades variáveis, em que no sobcoberto predominam manchas de mato dominadas por esteva (*Cistus ladanifer*), rosmarinho (*Lavandula luisieri*) e tojo (*Calicotome villosa*) com razoável grau de interdispersão e clareiras com pastagem natural, que, juntamente com as áreas em pousio eram utilizadas por gado bovino e ovino em sistema de pastoreio rotacional. O efectivo pecuário existente na área de estudo era composto por 160 bovinos da raça Mertolenga e 200 ovinos da raça Merino Branco.

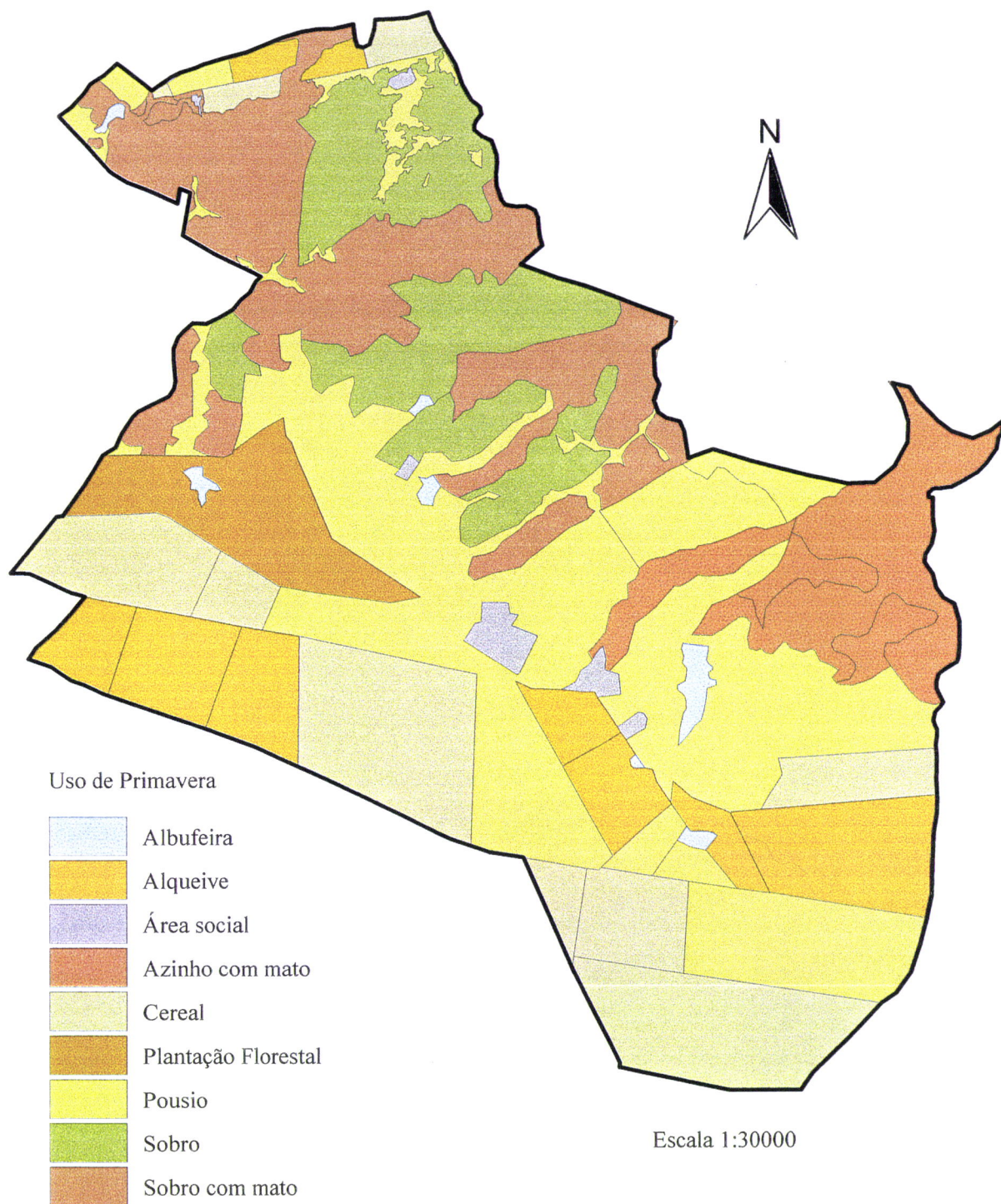


Figura 3 - Uso do solo em Vale Melhorado na Primavera de 2001.

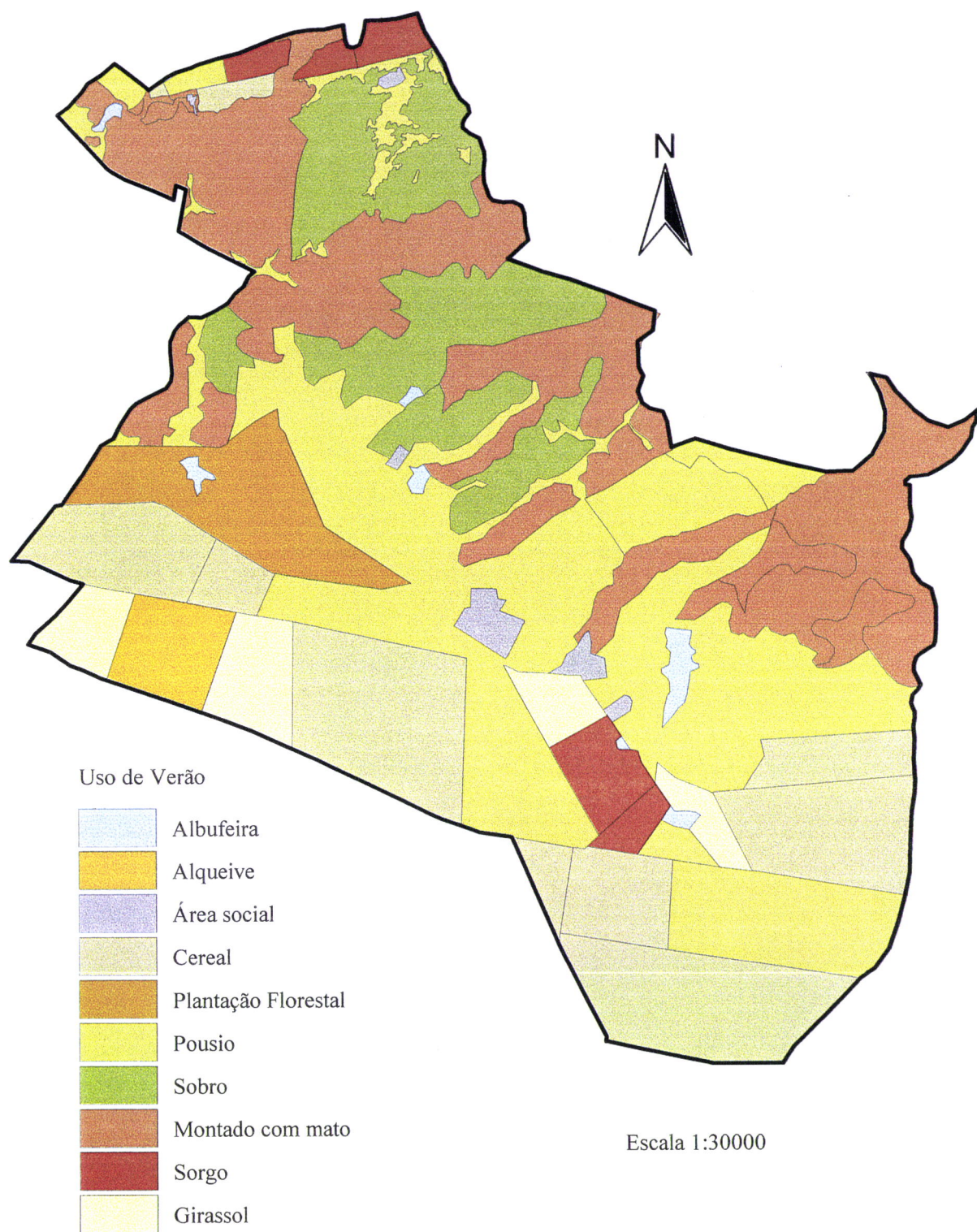


Figura 4 - Uso do solo em Vale Melhorado no Verão de 2001.

As numerosas linhas de drenagem natural, apresentavam também razoável revestimento arbustivo na maior parte delas.

O relevo é relativamente suave, apresentando declives pouco acentuados, com cotas compreendidas entre 217 e 283m, sendo o declive mais acentuado na proximidade do rio Degebe, que constitui o limite NE da área de estudo.

Eram diversos os pontos de água existentes entre linhas de água naturais, albufeiras, charcas, poços, nascentes e bebedouros (Figura 5). Ocorriam ainda vários pegos no rio Degebe a Norte e na ribeira das Águas Claras a Nascente, mesmo na época mais seca, constituindo também um importante recurso hídrico.

A área útil disponível é de 1242,894 ha. Foi retirada à área total a área correspondente às albufeiras (10,164 ha) e à área social (12,448 ha).

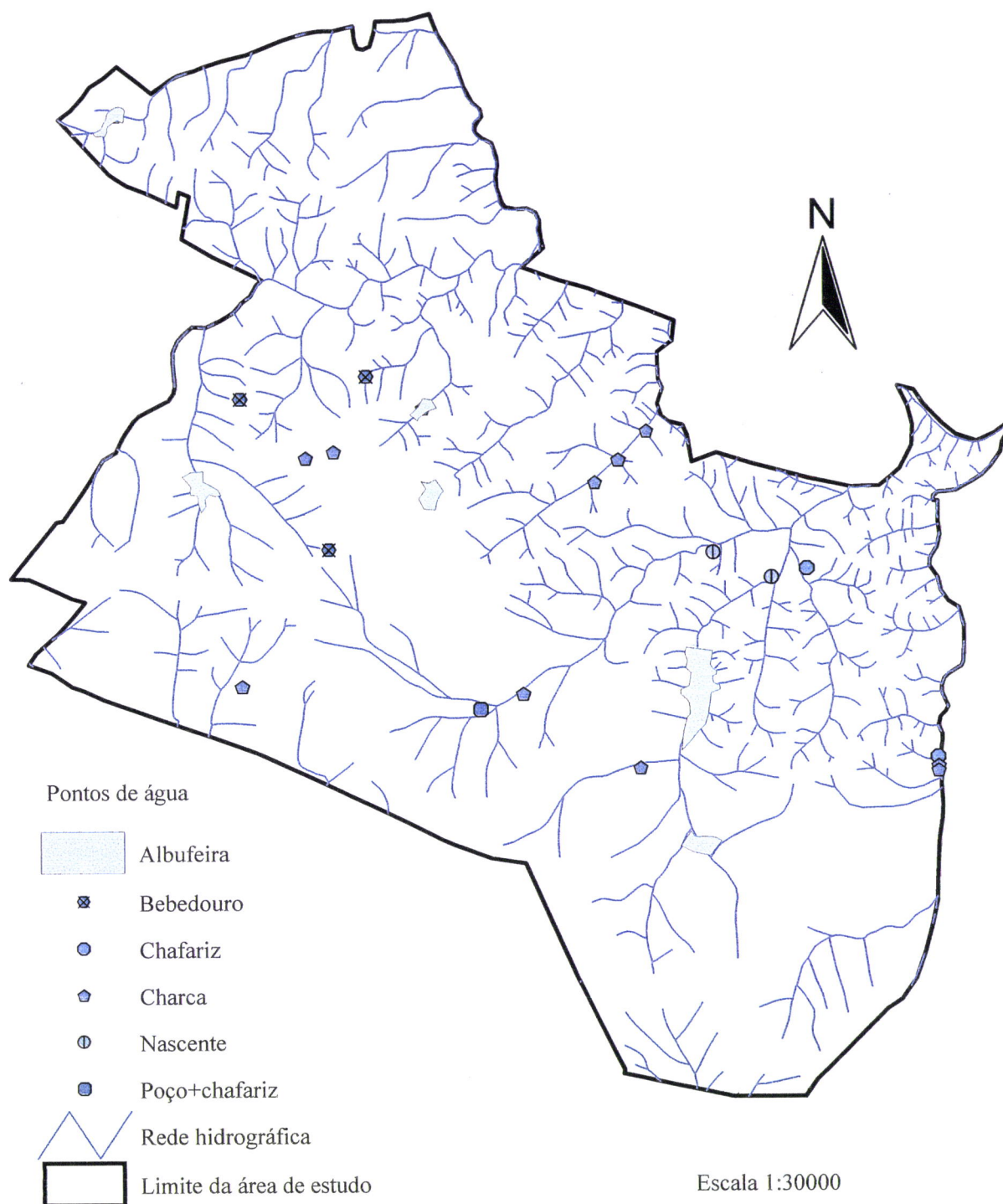


Figura 5 – Rede hidrográfica, albufeiras e pontos de água permanentes existentes em Vale Melhorado em 2001.

2.2. GESTÃO CINEGÉTICA

A Zona de Caça Turística “Vale Melhorado e Outras” foi estabelecida em 1991, sendo então bastante reduzida a população de perdiz-vermelha ali existente (F. Fernandes com. pess.). Situação à data generalizada em toda a região devido à forte pressão cinegética que desde meados da década de 70 se vinha ali verificando e continua ainda hoje a verificar nos terrenos pertencentes ao Regime Cinegético Geral, vulgarmente designado por “terreno livre” (Borrvalho 1997; Borrvalho *et al.*, 2000a). Face a tal cenário fizeram-se alguns repovoamentos, foi estabelecido um período de recuperação e só na época venatória de 1993 se realizaram as primeiras caçadas.

Iniciaram-se em 1992 as operações de recenseamento de casais de perdizes utilizando o método preconizado por Ricci (1989), a partir da determinação de Índices Quilométricos de Abundância (I.K.A.). A densidade de casais estimada nesse ano foi de 5 casais/100ha, aumentando para 12 casais/100ha em 1993 (Cruz de Carvalho *et al.*, 1998). No ano de 1994 verificou-se um ligeiro decréscimo para 10 casais/100ha (Ramalho, 1995). Ainda no mesmo ano foram feitas avaliações do sucesso reprodutivo com observações ao longo do Verão da relação jovem/adulto nos grupos de indivíduos observados, obtendo-se para esta relação o valor de 1.25. Foram também realizadas batidas brancas antecedendo a época de caça cujos resultados de algum modo confirmaram a avaliação do sucesso reprodutivo pelas observações realizadas durante o Verão (Ramalho, 1995).

Na Primavera de 1995 foi feito o recenseamento da população de perdiz-vermelha utilizando igualmente o método I.K.A. e a densidade estimada foi de 11.8 casais/100ha (Ramalho, 1995).

Durante o Verão de 1995 (meses de Maio a Julho) foi estimado o sucesso reprodutivo com base em observações e contagens de jovens e adultos em pontos previamente seleccionados (onde se sabia que se verificavam concentrações de grupos familiares de perdizes, por experiência dos anos anteriores). Com igual finalidade fizeram-se também durante o mesmo período idênticas observações e contagens ao longo de alguns dos percursos utilizados durante a Primavera para o cálculo do I.K.A..

Assim, a relação jovem/adulto calculada a partir destes registos é aproximadamente de 1.48 traduzindo um sucesso reprodutivo ligeiramente superior ao estimado no ano transacto.

Desde então não foram efectuados mais recenseamentos de perdiz-vermelha.

Em relação ao número de perdizes abatidas só foi possível obter informação relativa às últimas três épocas venatórias: 1998/99 – 82 perdizes; 1999/00 – 98 perdizes; 2000/01 – 40 perdizes.

Na área de estudo são implementadas algumas acções de gestão nomeadamente: controlo de predadores; sacarrabos (*Herpestes ichneumon*), raposa (*Vulpes vulpes*), gralha preta (*Corvus corone*) e pega rabuda (*Pica pica*); a rede de pontos de água tem vindo a ser reforçada com a construção de várias charcas, são colocados bebedouros artificiais e comedouros (com cereal) apenas no Verão (Figura 6) e existe limitação do número de indivíduos a abater em cada época venatória.

Estas medidas têm sido aplicadas de forma sensivelmente constante desde que foi implementada a zona de caça (Ramalho, 1995; Cruz de Carvalho *et al.*, 1998).

Na área de estudo não são realizados repovoamentos, esporadicamente são efectuadas algumas largadas quando é praticada a modalidade de caça denominada de batida. A caça de salto é a modalidade mais praticada nesta zona de caça.

A área de estudo em 2001, confinava na maior parte do seu perímetro com zonas pertencentes ao Regime Cinegético Geral e em menor extensão com duas Zonas de Caça Associativa.

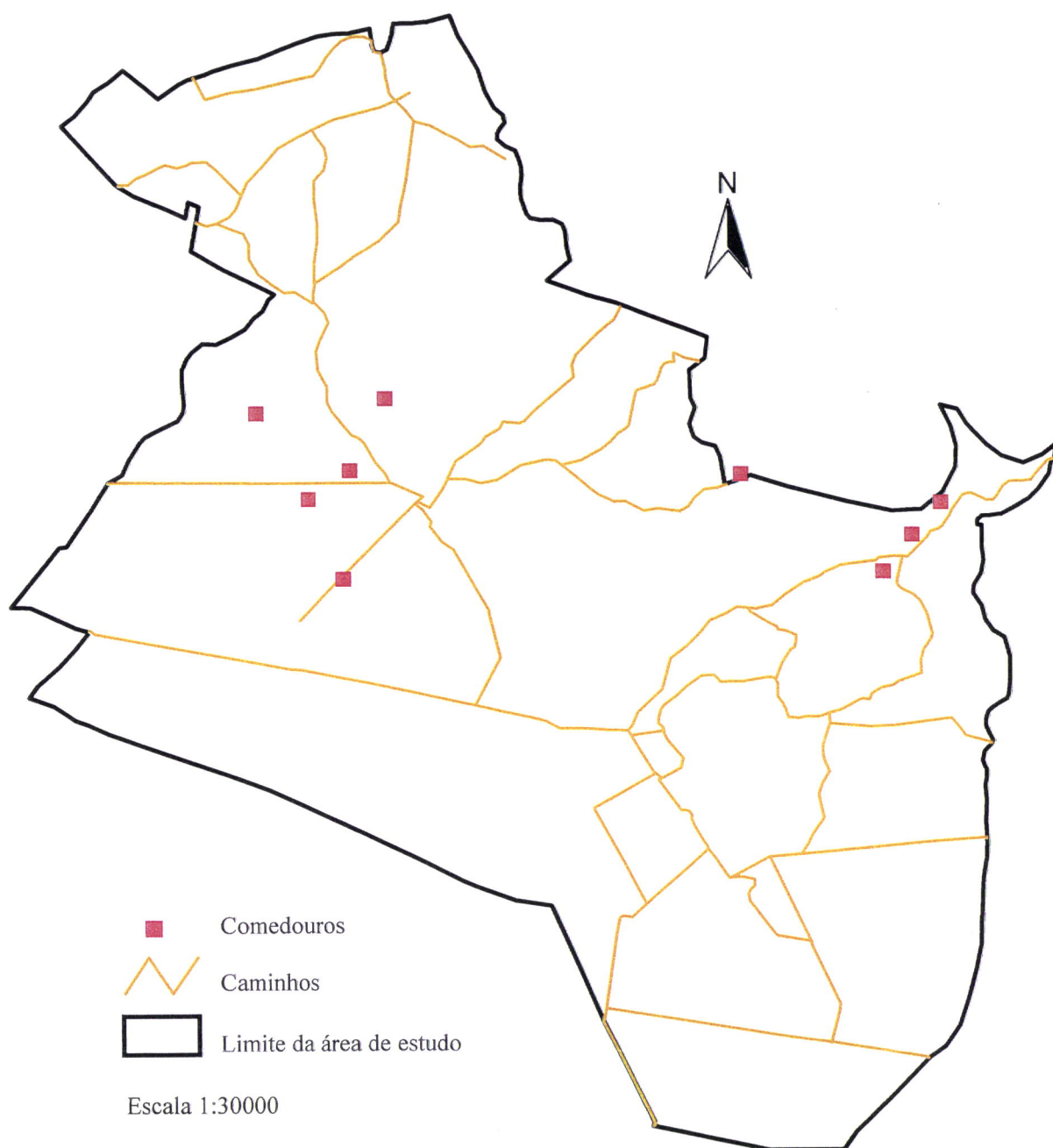


Figura 6 – Localização dos comedouros e rede de caminhos em Vale Melhorado em 2001.

3. MÉTODOS

3.1. MÉTODOS DE CAMPO

Com o auxílio de ortofotomapas (escala 1:10.000) e das cartas militares (nº 449 e nº 460, escala 1: 25.000) registou-se no terreno o uso do solo em cada parcela, na Primavera e no Verão. Adicionalmente registou-se a localização dos bebedouros e outros pontos de água (linhas de água, charcas, albufeiras, poços e nascentes) bem como dos comedouros.

3.1.1. Transectos lineares

A recolha de dados realizou-se na Primavera (período de formação dos casais) e no Verão (período pós reprodutor) do ano 2001.

Com o objectivo de estimar a densidade de perdiz-vermelha na área de estudo, utilizou-se o método dos transectos lineares com registo das distâncias perpendiculares de avistamento. Para tal, realizaram-se contagens semanais durante a época de reprodução (14 de Março a 10 de Abril) e no período pós reprodutor (12 de Julho a 10 de Agosto), de modo a calcular a densidade da população reprodutora no período primaveril e a população existente após o período reprodutivo.

Os transectos foram realizados durante os períodos compreendidos entre Março/Abril e Julho/Agosto, devido ao facto de estes períodos corresponderem ao pico da formação dos casais e pós reprodutor, respectivamente (Borralho *et al.*, 1997a).

Com base na cartografia disponível e num reconhecimento prévio da área de estudo, estabeleceu-se uma rede de transectos ao longo de toda a área (Figura 7), utilizando para tal os caminhos de terra existentes e excluindo aqueles que apresentavam curvas pronunciadas, que conduziriam ao enviesamento dos resultados (Smith & Nydegger, 1985). Os transectos foram definidos tendo em atenção as classes de uso do solo da propriedade sendo o seu comprimento proporcional à área ocupada por cada classe de uso.

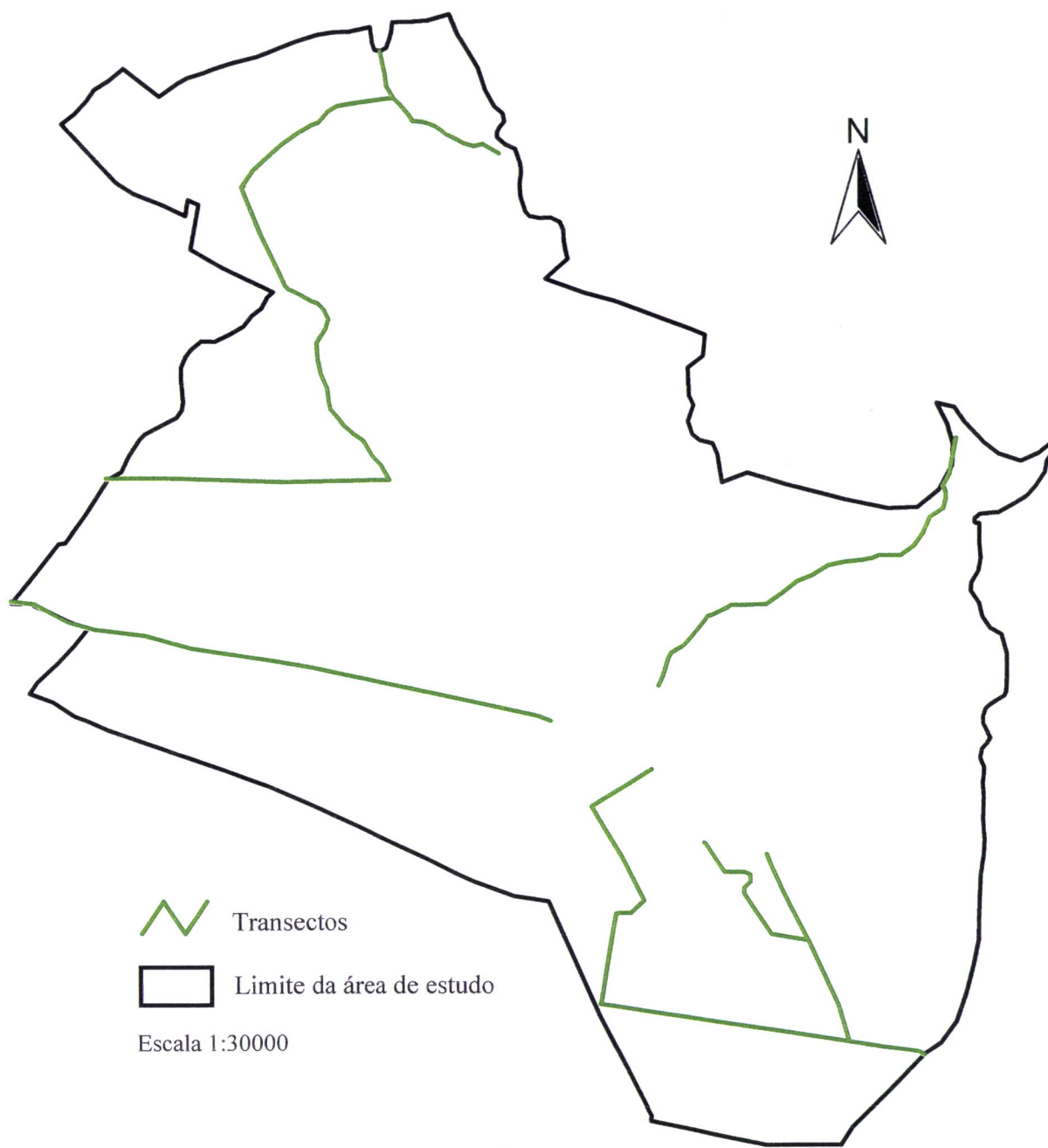


Figura 7 – Rede de transectos estabelecidos em Vale Melhorado em 2001.

O comprimento total da rede de transectos foi de 13.472 km, sendo percorridos nos dois períodos de estudo um total de 269.44 km. Os transectos foram percorridos dez vezes na Primavera e dez vezes no Verão (5 de manhã e 5 de tarde).

Os transectos pré-definidos foram percorridos num veículo-todo-o-terreno, a baixa velocidade (10-20 km/hora), por dois observadores durante as primeiras três horas do dia e nas últimas três horas antes do pôr-do-Sol, somente nos dias com boas condições atmosféricas (evitando dias com chuva, nevoeiro e vento forte). As observações foram realizadas com o auxílio de binóculos. Registaram-se em ortofotomapas (1:10.000) e em fichas de campo, todos os grupos de perdizes avistados, as respectivas distâncias perpendiculares de avistamento ao centro geométrico de cada grupo (após treinada a estimativa visual) e o número de indivíduos que compunham esse grupo (≥ 1 indivíduo), bem como os habitats onde os indivíduos ou grupos foram detectados. Foram ainda registados o número do transecto, a data e o período do dia em que foi realizado o transecto e a hora do início e do final da contagem. No Verão, foi também registado o número de jovens e adultos que compunham cada grupo, cuja distinção se baseou na comparação dos tamanhos relativos e na observação da plumagem (ONC, 1982).

Segundo Borralho *et al.* (1996a), o uso de um carro como plataforma de observação oferece um conjunto de vantagens tais como:

- Os indivíduos reagem menos a veículos do que a pessoas, atenuando o seu comportamento de fuga.
- Os observadores deslocando-se de carro movem-se mais rapidamente do que a pé, reduzindo a importância relativa do movimento dos indivíduos.
- A distância percorrida é muito maior, a visibilidade é melhor e reduz-se a fadiga do observador, o que permite recolher uma amostra maior em menos tempo, melhorando a precisão da estimativa.

O uso de um carro como plataforma de observação apresenta também algumas desvantagens, tais como:

- Em muitas áreas força os trajectos a coincidirem com os caminhos, podendo estes serem evitados ou seleccionados pelos indivíduos da espécie-alvo.
- Alguns caminhos poderão não ser totalmente rectilíneos, potencialmente afectando a exactidão e precisão do método (Smith & Nydegger, 1985).

3.1.2. Contagens a pé

Realizaram-se dois conjuntos de contagens a pé: após o desmembramento dos bandos e estabelecidos os casais de perdiz-vermelha nos seus respectivos territórios, no começo da época de reprodução (Março/Abril) e também no período pós reprodutor (Julho/Agosto) do ano de 2001. Depois de feito o reconhecimento da área de estudo esta foi dividida em parcelas de 1km², que foram percorridas uma só vez, por 3 observadores deslocando-se a pé, segundo um padrão em “zig-zag”, durante as três primeiras horas após o nascer do sol e nas últimas três horas antes do pôr-do-sol e somente em dias com boas condições atmosféricas. Os observadores formavam uma linha horizontal distanciando-se entre si cerca de 20 metros progredindo lentamente no terreno. Todas as observações foram registadas em fichas de campo onde se anotou o local e o tipo de observação. Para cada unidade social detectada (≥ 1 indivíduo) registou-se o número total de perdizes que a compunham e discriminou-se o respectivo número de jovens e adultos no Verão com base na comparação dos seus tamanhos relativos e na observação da plumagem (O.N.C., 1982). Foi também registado em ortofotomapas (1:10.000) o local onde ocorreu cada detecção.

As contagens de Primavera foram efectuadas entre 28 de Março e 26 de Abril e as de Verão foram realizadas entre 16 de Julho e 10 de Agosto de 2001.

3.2. MÉTODOS ANALÍTICOS

3.2.1. Demografia

As estimativas de densidade de Perdiz-vermelha, respectivos erros padrão e intervalos de confiança foram calculados utilizando o programa DISTANCE (Laake *et al.*, 1993). Os estimadores utilizados em cada caso, entre os disponíveis no programa, foram escolhidos em função do seu ajustamento aos dados recolhidos no campo, avaliado através do Critério de Akaike (Buckland *et al.*, 1993).

Avaliou-se a eventual ocorrência de variações diárias (*manhã versus tarde*) e sazonais (*Primavera versus Verão*) das estimativas de densidade através de testes *t* de Student.

Adicionalmente, calculou-se a taxa de crescimento populacional entre a Primavera e o Verão de 2001 como sendo a razão entre a estimativa de Verão e da Primavera, tendo o respectivo erro padrão sido calculado de acordo com a equação apresentada por Mood *et al.* (1974) para a estimativa da variância de quocientes. Verificou-se se esta taxa de crescimento populacional diferiu significativamente da unidade através de um teste Z.

A variação da densidade de adultos ocorrida entre a Primavera e Verão foi determinada comparando a densidade primaveril de perdizes obtida a partir das contagens realizadas ao longo da rede de transectos e a densidade de adultos calculada para o Verão (D_{ad}), estimada através da equação $D_{ad} = D \times R_{ad}$, em que D representa a densidade estival de perdizes e R_{ad} a razão adultos de perdizes/total de perdizes (proporção de adultos na população estival) estimada a partir das observações de bandos efectuadas ao longo dos transectos (Borrallho *et al.*, 1997a). O erro padrão de D_{ad} foi determinado a partir da expressão de cálculo da variância do produto indicada em Mood *et al.* (1974).

Para a avaliação do sucesso reprodutivo, calculou-se a razão jovem/adulto estival ($R_{jov/ad}$) (e.g., Bowden *et al.*, 1984; Ruela Barbosa, 1985), considerando as observações de perdizes efectuadas em Julho e Agosto, quer ao longo dos transectos quer ao longo das deslocações a pé. Para além disso, dado que as razões jovem/adulto *per se* podem ser indicadores enganadores do sucesso reprodutivo, uma vez que valores idênticos deste quociente podem ser o resultado de dinâmicas populacionais distintas (Caughley, 1974), calculou-se ainda o número médio aproximado de jovens produzidos por casal da população primaveril (R) (Borrallho *et al.*, 1997a). Para tal, estimou-se a densidade de jovens presentes no Verão de forma semelhante à indicada em cima para o cálculo da densidade estival de adultos e dividiu-se este valor por metade da densidade de perdizes obtida na Primavera. Esta estimativa subestima ligeiramente o valor real de R, dado que na Primavera existem sempre indivíduos não emparelhados, pelo que o número efectivo de casais reprodutores foi certamente um pouco inferior ao valor obtido dividindo a densidade primaveril de perdizes por dois (e.g. Pépin *et al.*, 1985; Borrallho *et al.*, 1997a).

Para análise da composição etária da população de perdizes, agruparam-se ainda as unidades sociais observadas no Verão em bandos com e sem jovens e, dentro destes, considerou-se uma subdivisão de acordo com o número de adultos presentes em cada

grupo, considerando-se três tipos de grupos: com uma perdiz adulta, com duas perdizes adultas e com três ou mais perdizes adultas (Ricci, 1985a).

3.2.2. Uso do Meio

As localizações dos bandos de perdizes (≥ 1 indivíduo) detectados nas deslocações efectuadas a pé na Primavera e Verão de 2001, orlas das parcelas e usos do solo, pontos de água, linhas de água, caminhos e localizações de comedouros, foram digitalizados e incorporados num Sistema de Informação Geográfica vectorial (SIG - *ArcView*), tendo por base ortofotomapas obtidos a partir de um voo de 1999, disponibilizados pelo Instituto Geográfico do Exército (IGEOE). Adicionalmente, foram gerados $2n_i$ pontos aleatórios (sendo n_i o número de bandos de perdizes detectados na estação i) recorrendo ao SIG para cada estação e sobrepostos sobre a carta da área de estudo, para permitir comparar as características ambientais das localizações das perdizes com as características das localizações aleatórias (Kvamme, 1985; Borralho *et al.*, 1998).

Para cada uma das localizações dos bandos e pontos aleatórios, determinou-se o valor das seguintes variáveis: distância à orla mais próxima, distância ao ponto de água mais próximo, distância à linha de água mais próxima, distância ao caminho mais próximo, distância ao comedouro mais próximo (comedouros só existentes no Verão), e uso do solo, dividido em alqueive, cereal, pousio, girassol (só no Verão), sorgo (só no Verão), montado de azinho com mato, montado de sobreiro com mato, montado de sobreiro sem mato e plantação florestal de sobreiros e pinheiros mansos.

A análise dos dados realizou-se em dois passos: univariada e multivariada. Em primeiro lugar, avaliou-se se, *globalmente*, os bandos de perdizes utilizaram as diferentes classes de coberto vegetal de acordo com a sua disponibilidade relativa na Primavera e no Verão, através de testes de χ^2 de ajustamento. O número de bandos esperados em cada classe de habitat foi sempre superior a cinco, com excepção da plantação florestal na Primavera e no Verão (3.20 e 1.42, respectivamente) e do montado de sobreiro sem mato (3.61) e Girassol + Sorgo (2.26) no Verão, valores estes aceitáveis para a realização destes testes (Cochran, 1954). Dado que os testes de χ^2 não permitem inferir em que medida cada um dos diferentes usos do solo *per se* é eventualmente seleccionado pelas perdizes, nos casos em

que se obtiveram resultados estatisticamente significativos nos testes de χ^2 , realizaram-se testes de uso vs. disponibilidade para *cada* classe de habitat recorrendo a intervalos de confiança de Bailey para proporções multinomiais (Cherry, 1996; Carvalho & Borralho, 1998; Martins & Borralho, 1998), testando a hipótese nula de que a utilização relativa de cada tipo de uso do solo pelos bandos de perdizes realizou-se de acordo com a sua disponibilidade na área de estudo.

Para as variáveis ambientais contínuas, compararam-se as médias dos valores que estas assumiram nas localizações dos bandos e dos pontos aleatórios através de testes *t* de Student bilaterais, após verificação da normalidade das variáveis através de testes de Kolmogorov-Smirnov e da homogeneidade das variâncias através de testes de Levene (Zar, 1996). Adicionalmente, para os dados do Verão avaliou-se se existiram correlações significativas entre as variáveis ambientais e o número de indivíduos dos bandos, o seu número de jovens e de adultos e a respectiva razão jovem/adulto, através do coeficiente de correlação de Spearman (Daniel, 1990).

Uma vez que se consideraram diversas variáveis que podem explicar a ocorrência da espécie-alvo e que exercem a sua influência simultaneamente, e dado que o uso do meio por uma espécie resulta inerentemente de opções multivariadas, geraram-se dois modelos logísticos multivariados (Hosmer & Lemeshow, 1989) de probabilidade de detecção da Perdiz-vermelha em Vale Melhorado, um para cada uma das duas estações do ano consideradas. As variáveis de cada modelo foram seleccionadas através de um processo passo a passo (*forward stepwise selection*) com base em testes de razão de verosimilhança (*likelihood-ratio tests*, para um nível de significância de 0.05) (Sokal & Rohlf, 1995). Nesta análise, as diferentes classes de coberto vegetal foram transformadas em variáveis mudas, correspondendo cada categoria de habitat a uma variável que assume o valor 1 nos pontos onde ocorre e 0 nos restantes (e.g., Borralho *et al.*, 1998; Martins & Borralho, 1998).

Para avaliar o ajustamento dos modelos, foram construídas tabelas de contingência 2x2 de valores observados *versus* valores previstos, tendo-se considerado dois valores de *cut-off* de probabilidade de detecção acima dos quais se assumiu que os modelos previam a detecção das perdizes: 0.50 e 0.33 (sendo 0.33 a razão entre o número de observações de perdizes e o número total de pontos considerados para a determinação de cada modelo –

$n/3n$). Para além da determinação da percentagem de localizações correctamente classificadas pelos modelos, em cada caso calculou-se o coeficiente de correlação pontual (ϕ) concebido para variáveis dicotómicas (Daniel, 1990), o qual pode oscilar entre -1 (total desajustamento) e $+1$ (total ajustamento). O nível de significância deste parâmetro pode ser calculado, dado que $n\phi^2 = \chi^2_1$ (Daniel, 1990).

Avaliou-se a importância relativa das variáveis seleccionadas para os modelos, considerando-se o nível de significância dos testes de razão de verosimilhança e de testes de Wald (Sokal & Rohlf, 1995) calculados para o efeito. Ambos os testes testam a hipótese nula de que o coeficiente atribuível a uma determinada variável é nulo (e.g., Borralho *et al.*, 2000b). Estabeleceu-se ainda a matriz de correlação (coeficiente de correlação de Spearman) das variáveis consideradas para a geração dos modelos, de forma a avaliar se existiam variáveis independentes significativamente correlacionadas.

Para o tratamento estatístico dos dados utilizou-se o programa SPSS (Norusis, 1997).

É importante notar que os modelos gerados pretendem ser explicativos, não preditivos, uma vez que flutuações que ocorrem em diversas variáveis ambientais ou populacionais, como por exemplo na quantidade de chuva ou na densidade de perdizes, tenderão a reduzir o seu valor preditivo entre locais, anos ou estações (Schooley, 1994). Para além disso, dado que os pontos aleatórios não se localizaram necessariamente em áreas evitadas pelas perdizes, há que ter em conta que não se compararam as características de habitat das localizações das perdizes com as das localizações de áreas não usadas por estas, mas sim comparou-se o uso com a disponibilidade (North & Reynolds, 1996), devendo-se encarar os modelos como um instrumento para identificar factores ambientais que afectaram a sua distribuição na área de estudo.

4. RESULTADOS

4.1. DEMOGRAFIA

Na Primavera e Verão de 2001 percorreu-se um total de 269.44 km de transectos lineares, distribuídos igualmente pelas manhãs e tardes dos dois períodos de contagem (4×67.36 km).

Ao longo dos transectos detectaram-se 115 bandos (≥ 1 indivíduo), compostos por um total de 446 indivíduos. Para garantir a independência das observações, nas análises efectuadas foram considerados os bandos como unidades analíticas. As estimativas de densidade obtidas para as quatro contagens estão agrupadas na Tabela II. Em todas as quatro estimativas, o estimador que permitiu um melhor ajustamento aos dados foi uma função-base uniforme com ajustamento de série de cosenos (Séries de Fourier, Burham *et al.*, 1980; Buckland *et al.*, 1993).

Tabela II. Dimensão das amostras e estimativas de densidade de perdiz-vermelha obtidas para as quatro contagens efectuadas em Vale Melhorado em 2001 ao longo de uma rede de transectos lineares.

Contagem	Bandos	Indivíduos	Densidade (perdizes/ha)	Erro Padrão	Interv.Conf. 95%
Primavera- manhã	51	96	0.213	0.037	0.150-0.302
Primavera- tarde	30	57	0.231	0.051	0.148-0.361
Verão- manhã	14	113	0.355	0.132	0.168-0.747
Verão- tarde	20	180	0.498	0.168	0.255-0.972

Apesar da estimativa mais provável de densidade calculada para o Verão a partir das contagens efectuadas à tarde ser cerca de 1.4 vezes superior à estimativa obtida a partir das contagens efectuadas de manhã, não se registaram diferenças estatisticamente

significativas entre as estimativas de densidade obtidas a partir das contagens efectuadas de manhã e à tarde, tanto na Primavera (teste t de Student, $t = 0.286$, 83 graus de liberdade, $p = 0.776$), como no Verão ($t = 0.669$, 56 g.l., $p = 0.506$). Tal deveu-se à proximidade das estimativas primaveris e à baixa precisão das estimativas estivais, consequência do número reduzido de bandos detectado, particularmente durante as manhãs de Verão.

Dado que a informação disponível indica que as estimativas efectuadas a partir de uma amostra inferior a 20 unidades analíticas (neste caso os bandos) são pouco credíveis (Sherman *et al.*, 1995; Borralho *et al.*, 1996a), no Verão é provável que a estimativa de densidade obtida através das contagens efectuadas à tarde seja mais próxima da densidade real de perdizes do que a estimativa calculada a partir das contagens realizadas de manhã.

Considerando as contagens efectuadas de tarde, entre a Primavera e o Verão registou-se um crescimento populacional aparente de 115.58%. Ainda que, devido à baixa precisão das estimativas, não se tenham registado diferenças estatisticamente significativas entre as estimativas de densidade primaveris e estivais ($t = 1.521$, 63 g.l., $p = 0.133$), a razão entre a estimativa de Verão e a estimativa de Primavera – taxa de crescimento populacional – foi de $2.16 \pm \text{Erro Padrão} = 0.59$, taxa esta significativamente superior a 1 (teste $Z = 1.963$, $p = 0.049$).

Em Julho e Agosto de 2001, no conjunto das contagens efectuadas ao longo da rede de transectos lineares a partir de veículo todo-o-terreno e as observações efectuadas a pé, detectaram-se 76 bandos de perdizes, compostos por um total de 566 indivíduos. Em 74 destes bandos, foi possível distinguir os jovens do ano dos adultos, tendo-se identificado 304 jovens e 211 adultos, o que se traduziu numa razão jovem/adulto global de 1.44. A média da razão jovem/adulto dos bandos observados foi de 1.48 ± 0.14 . Simultaneamente, estes valores correspondem a uma razão adultos/aves totais de 0.41, com uma média de 0.49 ± 0.03 para os bandos observados e de uma razão jovens/aves totais de 0.59 com uma média de 0.51 ± 0.03 para os grupos detectados.

Considerando a razão adulto/total de 0.41 e a densidade de perdizes estimada a partir das contagens efectuadas ao longo dos transectos no Verão e à tarde, é possível estimar uma

densidade de adultos no Verão de $0.204 \text{ adultos/ha} \pm 0.069$. Comparando este valor com a densidade de perdizes estimada na Primavera a partir das contagens efectuadas à tarde ($0.231 \text{ perdizes/ha} \pm 0.051$, população composta só por adultos), verifica-se que se registou uma taxa de redução aparente de 11.7% da densidade de adultos de perdiz-vermelha em Vale Melhorado durante a época de reprodução, ainda que estas estimativas de densidade não sejam evidentemente significativamente distintas entre si.

De igual modo, é possível estimar a densidade de jovens presentes no Verão, a partir da razão jovem/total de 0.59 e da estimativa da densidade total de perdizes obtida a partir das contagens estivais efectuadas ao longo dos transectos à tarde, obtendo-se uma densidade de $0.294 \text{ jovens/ha} \pm 0.069$ no final da época de reprodução. Atendendo à densidade de perdizes (adultos) estimada para o início da Primavera e a densidade de jovens no Verão, é possível calcular o número médio de jovens produzidos por casal da população primaveril (R) durante a época de reprodução de 2001 como sendo $2.55 \text{ jovens/casal} \pm 0.70$.

A composição etária dos 74 bandos avistados no Verão em que foi possível distinguir jovens de adultos está discriminada na Tabela III.

Tabela III. Composição etária dos bandos de perdizes avistados em Vale Melhorado em Julho e Agosto de 2001.

Bandos	Verão 2001
Sem Jovens	14 (18.9 %)
Aves isoladas	7
Duas aves	3
\geq três aves	4
Com Jovens	60 (81.1%)
Com um adulto	6
Com dois adultos	23
Com \geq três adultos	31

4.2. USO DO MEIO

4.2.1. Primavera

Na Primavera de 2001 foram detectados 70 bandos e 132 perdizes, ao longo das deslocações efectuadas a pé em Vale Melhorado. As aves avistadas em cada classe de coberto vegetal e a sua proporção relativa estão agrupadas na Tabela IV e ilustradas na Figura 8.

Tabela IV. Disponibilidade relativa de cada habitat em Vale Melhorado na Primavera de 2001, perdizes avistadas em cada classe de uso do solo em Março e Abril desse ano, proporção dos bandos detectados e número de bandos esperados em cada classe.

Uso do Solo	Proporção amostrada	Bandos detectados	Indivíduos detectados	Bandos esperados	Proporção de bandos detectados
Alqueive	0.116	5	10	8.11	0.071
Pousio	0.307	27	49	21.46	0.386
Cereal	0.178	14	28	12.47	0.200
Azinhão com mato	0.084	2	4	5.86	0.029
Sobro sem mato	0.117	7	14	8.16	0.100
Sobro com mato	0.154	3	5	10.75	0.043
Plantação florestal	0.046	12	22	3.20	0.171

Considerando os bandos como unidades analíticas, verificou-se uma selecção de habitat primaveril altamente significativa por parte das perdizes em Vale Melhorado ($\chi^2_6 = 35.320$, $p < 0.001$).

Uma vez verificado que *globalmente* existiu selecção, avaliou-se a eventual ocorrência de selecção para *cada* classe de habitat através do cálculo dos intervalos de Bailey, que correspondem ao intervalo de confiança da proporção da utilização de cada uso do solo pelos bandos de perdizes (Tabela V).

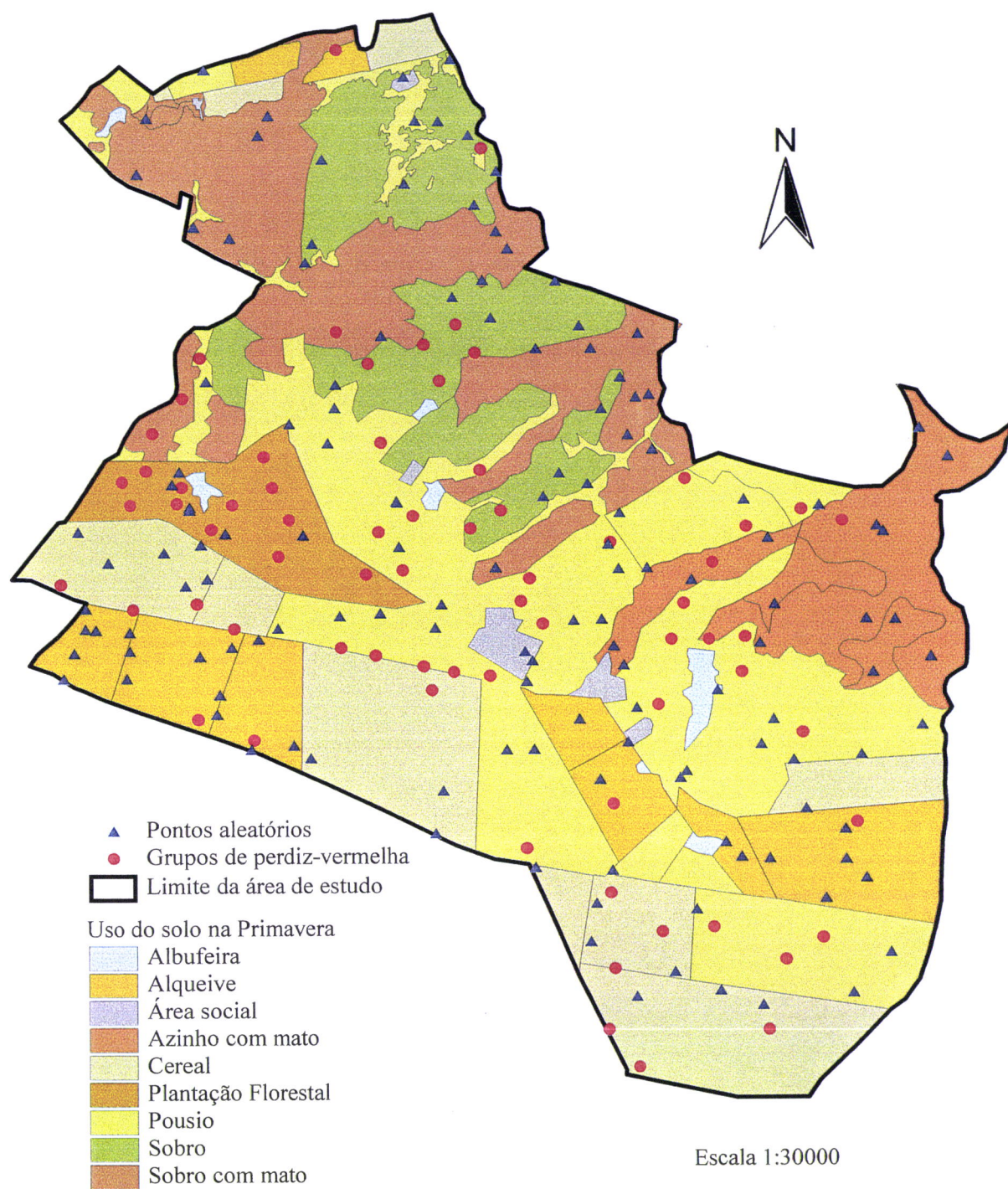


Figura 8 – Localizações de pontos aleatórios e de bandos de perdiz-vermelha (≥ 1 indivíduo) em Vale Melhorado na Primavera de 2001.

Tabela V. Selecção de habitat pelos bandos de perdizes na Primavera de 2001 em Vale Melhorado, avaliada através de intervalos de Bailey a 95% de confiança (Cherry, 1996).

Uso do Solo	Proporção amostrada	Int. Conf. 95% proporção de uso pelas perdizes	Selecção de habitat
Alqueive	0.116	0.011-0.189	não ocorreu
Pousio	0.307	0.228-0.546	não ocorreu
Cereal	0.178	0.085-0.348	não ocorreu
Azinho com mato	0.084	0.000-0.125	não ocorreu
Sobro sem mato	0.117	0.024-0.227	não ocorreu
Sobro com mato	0.154	0.002-0.147	negativa
Plantação florestal	0.046	0.066-0.315	positiva

Verificou-se, portanto, que na Primavera os bandos de perdizes procuraram activamente as áreas de plantações mistas de sobreiro e pinheiro-manso, evitando as manchas de montado de sobro com mato. Há que acrescentar que as áreas de plantação florestal foram positivamente seleccionadas a um nível de significância $\alpha = 0.01$, isto é, o extremo inferior do intervalo de Bailey a 99% de confiança da proporção de utilização desta classe de habitat pelas perdizes é superior ainda ao valor da proporção disponível deste tipo de coberto vegetal em Vale Melhorado (intervalo de Bailey a 99% de confiança: [0.051-0.340]).

Ao contrário da análise de selecção de habitat, na Primavera não se registou nenhuma diferença significativa entre os valores médios assumidos pelas variáveis ambientais contínuas nos locais de avistamento dos bandos de perdizes durante as contagens efectuadas a pé e os valores médios relativos às localizações dos pontos aleatórios (Tabela VI).

Tabela VI. Comparação de médias (\pm erro padrão) de variáveis ambientais contínuas estimadas para as localizações dos bandos de perdizes avistados na Primavera de 2001 em Vale Melhorado e para $2n$ pontos aleatórios.

Variável	Localizações dos bandos	Localizações aleatórias	Teste t (208 g.l.)	Probabilidade
Distância aos caminhos (m)	145.44 \pm 14.89	158.96 \pm 11.67	0.691	0.491
Distância às orlas (m)	78.36 \pm 7.77	68.96 \pm 5.22	1.022	0.308
Distância às linhas de água (m)	54.08 \pm 5.90	56.48 \pm 4.87	0.663	0.508
Distância aos pontos de água (m)	405.28 \pm 29.59	477.60 \pm 26.18	1.831	0.069

Ainda que nenhum dos testes de médias tenha revelado uma diferença significativa entre localizações de perdizes e de pontos aleatórios para uma nível de significância $\alpha = 0.05$, há que notar que a distância média dos bandos aos pontos de água foi 17.8% inferior à da distância média calculada para os pontos aleatórios, no que resultou um valor de probabilidade para o respectivo teste de t inferior a 0.10.

O modelo logístico multivariado gerado com os dados relativos às localizações dos bandos na Primavera e dos pontos aleatórios foi o seguinte:

$$P = 1/[1 + e^{-(1.440 + 1.023Pousio + 1.172Cereal + 2.133PlantaçãoFloresta)}]$$

Em que P indica a probabilidade de detectar um bando de Perdiz-vermelha numa qualquer localização em Vale Melhorado na Primavera de 2001 e as três variáveis ambientais seleccionadas para o modelo referem-se a três dos habitats existentes na área de estudo, assumindo qualquer delas o valor 1 quando a localização em causa se situa numa parcela desse tipo de habitat e o valor 0 se a localização se situa noutro tipo de coberto vegetal.

A variável *Pousio* estava negativamente correlacionada com as duas restantes variáveis seleccionadas para o modelo e ainda com as seguintes variáveis não seleccionadas *Alqueive*, *Azinho com Mato*, *Sobro sem Mato*, *Sobro com Mato*, *Distância à Água*, e

positivamente correlacionada com a variável *Distância à Orla*; do mesmo modo, a variável *Cereal* estava negativamente correlacionada com as variáveis *Alqueive*, *Sobro sem Mato* e *Sobro com Mato*, estando positivamente correlacionada com a *Distância à Água*; finalmente, a variável *Plantação Florestal*, estava negativamente correlacionada com a *Distância à Água* e positivamente correlacionada com a *Distância à Orla* (coeficiente de correlação de Spearman, $p < 0.05$).

Para um valor de *cut-off* de probabilidade de 0.5, a percentagem de localizações correctamente classificada pelo modelo logístico foi de 69.5%, apresentando, no entanto, um nível de acerto muito superior para os pontos aleatórios (95.7%) do que para as observações de perdizes (17.1%). Apesar desta discrepância, o coeficiente de correlação pontual do modelo para este valor de *cut-off* foi de $\phi = 0.22$, correspondente a um teste $\chi^2_1 = 9.84$ ($p = 0.002$).

Já para um valor de *cut-off* de probabilidade de 0.33, a percentagem global de acerto do modelo foi de 61.0%, mas resultante de um nível de acerto mais equilibrado do que o anterior para as observações de perdizes (74.3% de acerto) e para os pontos aleatórios (54.3%). Este maior equilíbrio traduziu-se num coeficiente de correlação pontual mais elevado: $\phi = 0.27$, correspondente a $\chi^2_1 = 15.41$ ($p < 0.001$).

Das variáveis seleccionadas para o modelo, a variável *Plantação Florestal* foi a que atingiu os valores mais elevados de significância nos testes de Wald e de razão de verosimilhança que determinaram a entrada das variáveis no modelo (Tabela VII), sendo aquela que mais afectou a probabilidade de detecção das perdizes em Vale Melhorado na Primavera de 2001.

Tabela VII. Valores dos testes de Wald e de razão de verossimilhança (1 grau de liberdade) para as variáveis seleccionadas para o modelo logístico de probabilidade de detecção de bandos de perdiz-vermelha em Vale Melhorado na Primavera de 2001, testando a hipótese nula de que o coeficiente de cada variável na equação do modelo é zero.

Variável	Wald	-2 Log LR
<i>Pousio</i>	8.04**	8.25**
<i>Cereal</i>	6.72*	6.59*
<i>Plantação Florestal</i>	14.28***	15.44***

* $p < 0.05$, ** $p < 0.01$, *** $p < 0.001$

4.2.2. Verão

No Verão de 2001 foram avistados 31 bandos e 266 perdizes, ao longo das contagens realizadas a pé em Vale Melhorado (Figura 9). Na Tabela VIII são indicados os bandos observados e esperados em cada classe de coberto vegetal e a sua proporção relativa. Devido ao baixo número de bandos detectados, na análise de selecção de habitat estival agrupámos as parcelas de alqueive e de pousio numa só classe de habitat (classe Alqueive + Pousio), juntámos as áreas de sobro e de azinho com mato na classe Montado com mato, e considerámos ainda em conjunto as parcelas de girassol e de sorgo (classe Girassol + Sorgo).

Tabela VIII. Disponibilidade relativa de cada habitat em Vale Melhorado no Verão de 2001, perdizes avistadas em cada classe de uso do solo em Julho e Agosto desse ano, proporção dos bandos detectados e número de bandos esperados em cada classe.

Uso do Solo	Proporção amostrada	Bandos detectados	Indivíduos detectados	Bandos esperados	Proporção de bandos detectados
Alqueive + Pousio	0.321	11	76	9.94	0.355
Cereal	0.207	5	55	6.42	0.161
Montado com mato	0.237	8	72	7.36	0.258
Sobro sem mato	0.117	1	13	3.61	0.032
Girassol + Sorgo	0.073	4	34	2.26	0.129
Plantação florestal	0.046	2	16	1.42	0.065

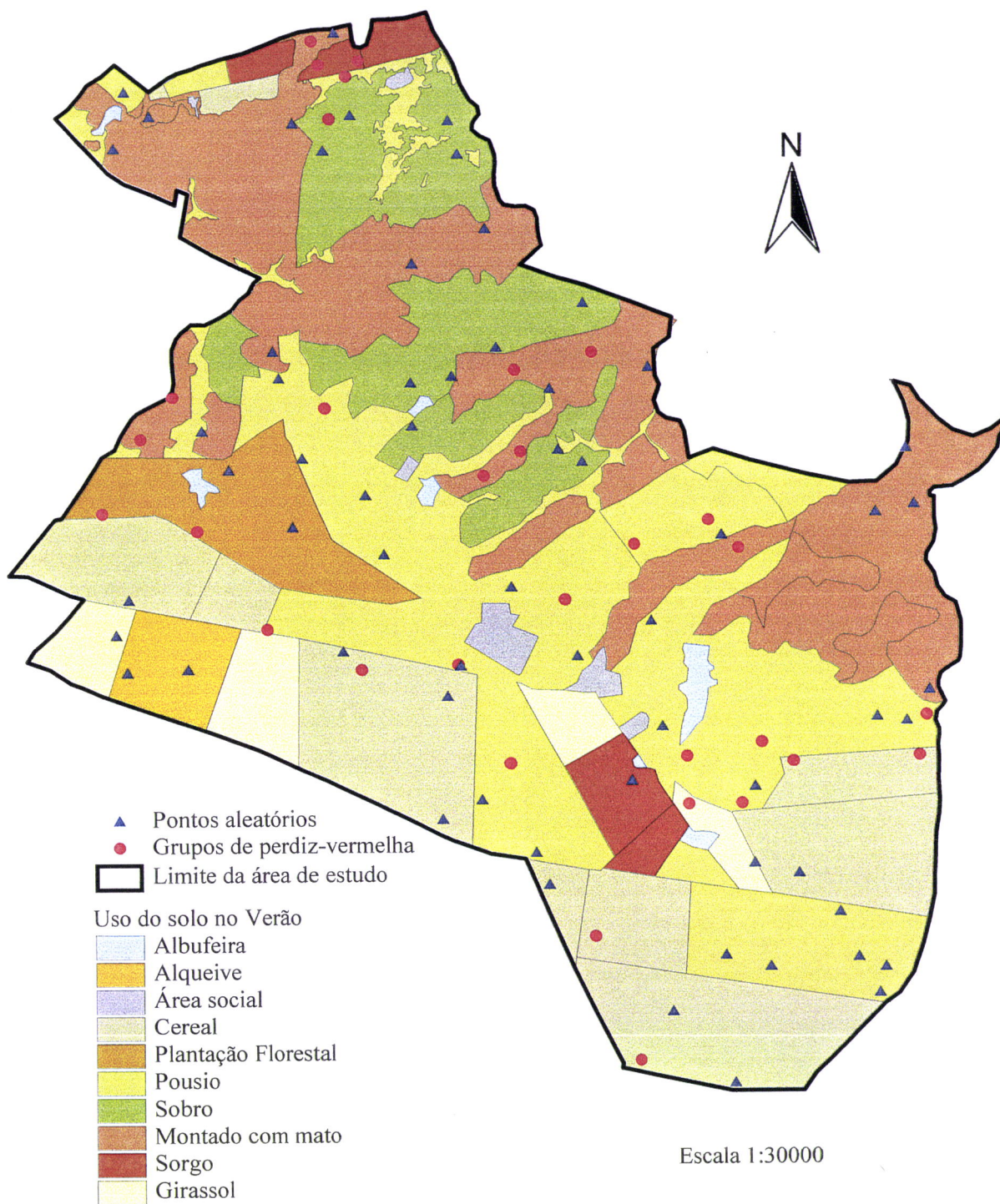


Figura 9 - Localizações de pontos aleatórios e de bandos de perdiz-vermelha (≥ 1 indivíduo) em Vale Melhorado no Verão de 2001.

Considerando os bandos como unidades analíticas, apesar do número de grupos detectados nas áreas de montado de sobre sem mato ser mais de três vezes inferior ao número esperado, globalmente não se detectou uma selecção de habitat significativa por parte das perdizes no Verão de 2001 em Vale Melhorado ($\chi^2_5 = 3.952$, $p = 0.556$).

Dado que *globalmente* não se registou selecção de habitat, não se procedeu à análise da eventual ocorrência de selecção para *cada* classe de coberto através dos intervalos de Bailey.

Não se registaram igualmente diferenças significativas entre os valores médios assumidos pelas variáveis ambientais contínuas nos locais onde foram avistados os bandos de perdizes no Verão e as localizações dos pontos aleatórios (Tabela IX).

Tabela IX. Comparação de médias (\pm erro padrão) de variáveis ambientais contínuas estimadas para as localizações dos bandos de perdizes avistados no Verão de 2001 em Vale Melhorado e para $2n$ pontos aleatórios.

Variável	Localizações dos bandos	Localizações aleatórias	Teste t (91 g.l.)	Probabilidade
Distância aos caminhos (m)	123.67 \pm 18.76	143.53 \pm 15.62	0.771	0.443
Distância às orlas (m)	59.58 \pm 8.83	73.79 \pm 7.98	1.101	0.274
Distância às linhas de água (m)	46.19 \pm 6.68	59.51 \pm 6.85	1.234	0.220
Distância aos pontos de água (m)	477.33 \pm 59.10	503.29 \pm 42.40	0.355	0.723
Distância aos comedouros (m)	1014.00 \pm 98.97	1027.14 \pm 81.44	0.097	0.923

Registou-se uma correlação negativa entre a dimensão dos bandos no Verão (número total de perdizes de cada bando) e a sua distância aos comedouros (coeficiente de correlação de Spearman, $r_s = -0.39$, $p = 0.032$, $n = 31$ bandos) Não foi registada nenhuma outra correlação significativa entre as variáveis ambientais e o número total de perdizes, número total de adultos e número total de jovens de cada bando ($p > 0.05$).

O modelo logístico gerado com a informação relativa às variáveis ambientais associadas às localizações dos bandos de perdizes e aos pontos aleatórios foi o seguinte:

$$P = 1/[1 + e^{-(0.531 - 1.867\textit{Sobro sem mato})}]$$

A única variável seleccionada para o modelo, *Sobro sem mato*, estava negativamente correlacionada com a ocorrência de pousios (variável *Pousio*, coeficiente de correlação de Spearman, $r_s = -0.29$, $p = 0.004$, $n = 93$ localizações), não estando significativamente correlacionada com mais nenhuma das restantes variáveis.

Para um valor de *cut-off* de probabilidade de 0.50, a percentagem de localizações correctamente classificadas pelo modelo foi de 66.7%. Porém, esta percentagem de acerto resultou do facto de, a este nível de probabilidade, o modelo prever que todas as localizações se tratavam de ausências, não possuindo, portanto, qualquer valor preditivo prático. Para um valor de *cut-off* de 0.33, a percentagem global de acerto do modelo foi de 55.9 %, acertando em 93.5% das localizações dos bandos de perdizes, mas somente em 37.1% das localizações dos pontos aleatórios, o que se traduz num coeficiente de correlação pontual $\phi = 0.21$, correspondente a $\chi^2_1 = 4.10$ ($p = 0.043$). Em qualquer dos casos, o modelo gerado deverá ser encarado como possuindo essencialmente valor explicativo, não preditivo.

A variável seleccionada para a equação do modelo logístico, *Sobro sem mato*, foi naturalmente a única das variáveis ambientais consideradas para a qual o valor do seu coeficiente no modelo foi significativamente diferente de zero: teste de razão de verosimilhança $-2 \text{ Log LR} = 4.73$, $p = 0.030$, 1 grau de liberdade.

5. DISCUSSÃO

5.1. DEMOGRAFIA

Os dados obtidos na Primavera de 2001 em Vale Melhorado revelaram uma densidade de 23.1 perdizes/100ha. Considerando os resultados dos recenseamentos efectuados em 1992, 1993, 1994 e 1995, na mesma propriedade (Ramalho, 1995), verificou-se que a densidade primaveril de perdiz-vermelha mais que duplicou de 1992 para 1993 (recorde-se que foi em 1991 que Vale Melhorado passou de uma situação de Regime Cinegético geral para Zona de Caça Turística). No entanto, o valor calculado em 2001 foi muito semelhante aos obtidos de 1993 a 1995, sugerindo uma estabilização da população de perdiz-vermelha na área de estudo desde então.

Esta estabilidade esteve associada a uma manutenção do tipo e intensidade das medidas de ordenamento cinegético aplicadas na área desde início dos anos 90 (Ramalho, 1995; Cruz de Carvalho *et al.*, 1998), sugerindo que, nestas condições ambientais e de gestão, a capacidade de suporte do meio parece rondar os 10 a 12 casais/100ha.

A densidade primaveril estimada para Vale Melhorado é semelhante às verificadas em França por diversos autores (Berger, 1986; Blayac, 1988b; Berger, 1989; Reitz & Berger, 1993) para populações com densidades consideradas medianamente boas a boas e com aproveitamento cinegético.

Segundo Reitz & Berger (1989) o valor cinegético de um território é expresso por uma escala qualitativa que corresponde a várias densidades aproximadas. A densidade primaveril obtida na área de estudo corresponde segundo esta escala desenvolvida para França à situação considerada de densidade boa – 10 a 15 casais/100ha.

Borrinho *et al.* (1996a e 1997a), numa área de estudo situada a poucos quilómetros de Vale Melhorado e com uma estrutura de habitat semelhante, obtiveram valores de densidade primaveril de perdiz-vermelha inferiores aos estimados neste estudo (o valor mais elevado foi de 16.7 perdizes/100ha), seis anos após uma idêntica passagem de uma situação de Regime Cinegético Geral para Zona de Caça Turística. Porém a taxa de crescimento

populacional verificada em Vale Melhorado foi bastante inferior à verificada nessa área, na qual se constatou que a dimensão da população de perdiz-vermelha cresceu 7.3 vezes entre 1989 (quando o regime cinegético foi alterado) e 1994. A esta diferença não terá sido alheio o facto da densidade inicial de perdizes nessa área ter sido cerca de 5 vezes inferior à de Vale Melhorado quando foi constituída Zona de Caça Turística (Ramalho, 1995; Borralho *et al.*, 1997a).

Nas actuais condições ambientais e de gestão cinegética e agrícola, seria provavelmente necessário reduzir a pressão de caça em Vale Melhorado para permitir um novo crescimento populacional.

Valores mais elevados de densidade primaveril são apresentados por Tavares *et al.* (1999), num agro-ecossistema do centro de Portugal. Os valores de densidades primaveris encontrados para Espanha por vários autores (Lucio *et al.*, 1996; Duarte & Vargas, 2001; Fortuna 2002) são semelhantes aos de Vale Melhorado.

Quanto aos valores obtidos no Verão de 2001 (49.8 perdizes/100ha) a densidade de perdiz-vermelha estimada para Vale Melhorado é equivalente à verificada em Portugal por Borralho *et al.* (1997a) numa área com um habitat semelhante; e superior à estimada por Carvalho *et al.* (1996) em áreas onde predominava o montado de sobreiro. Comparativamente a Espanha, encontra-se dentro dos valores estimados por Duarte & Vargas (2001), em áreas agrícolas em que predominavam os olivais, sendo inferior à estimada para França por Pépin & Blayac (1990) em áreas com uma paisagem agrícola diversificada.

A relação entre os efectivos populacionais estimados nos recenseamentos efectuados na Primavera e os estimados nos recenseamentos de Verão é bastante variável de um ano para outro e de lugar para lugar. Estas variações resultam de como se conjugam em cada ano e em cada região os factores estruturais e conjunturais condicionantes das populações de perdiz-vermelha (Peiró & Seva, 1993; Ramalho, 1994; Nadal, 1998).

Berger (1986) assinalou em algumas regiões de França situações em que não se registou qualquer crescimento populacional sazonal, isto é, estimou densidades semelhantes nos recenseamentos de Primavera e de Verão. Nos anos considerados de sucesso reprodutivo médio o mesmo autor verificou apenas a duplicação da população; nos anos bons e em

situações favoráveis admite a possibilidade de se verificar a triplicação do número de indivíduos ou até um pouco mais.

Atendendo a este critério, dado que a densidade de perdiz-vermelha em Vale Melhorado pouco mais que duplicou da Primavera para o Verão, 2001 terá sido um ano de crescimento sazonal médio na área de estudo. Bugalho *et al.* (1987) admitem que em áreas de montado, em situações consideradas de qualidade de habitat média, os efectivos populacionais antes da caça deverão rondar as 50 perdizes/100ha.

A razão jovem/adulto é um bom indicador do sucesso reprodutivo anual (Lucio, 1991b). O valor registado neste estudo para a razão jovem/adulto global (1.44) encontra-se dentro da gama de resultados registados para populações de perdiz-vermelha em Portugal, podendo ser considerado médio-baixo (Ruela Barbosa, 1985; Borralho *et al.*, 1997a; Tavares *et al.*, 1999).

Este valor encontra-se ainda dentro dos valores da razão jovem/adulto encontrada em França (Pépin, 1981 e 1985; Reitz & Berger, 1993) e em Espanha (Coles, 1976; Lucio, 1989). Valores mais elevados da razão jovem/adulto foram encontrados por Peiró & Seva (1995) em Espanha.

A razão jovem/adulto dos bandos observados (1.44) foi superior a um, o que poderá segundo Nadal *et al.* (1996), significar um crescimento da população no futuro. Contudo os dados obtidos para a relação jovem/adulto global em 1994 e 1995 foram também superiores a um, respectivamente 1.25 e 1.48 pelo que este facto não parece constituir por si só condição suficiente para que a população cresça.

Na zona de caça o sucesso reprodutivo obtido foi baixo estando próximo da unidade, pelo que talvez existam factores limitantes durante a época de reprodução, possivelmente predação de ninhos e perdigotos, que podem influenciar negativamente a dinâmica populacional da perdiz-vermelha (Potts, 1980). Cerca de um terço a dois terços dos ninhos são habitualmente predados e destruídos antes da eclosão (Nadal, 1998). Num estudo realizado em Vale Melhorado nos anos de 1992 e 1993, Cruz de Carvalho *et al.* (1998) verificaram uma taxa de predação de ninhos de perdiz-vermelha na ordem dos 56%.

Diversos autores (e.g., Millas, 1980; Ricci *et al.*, 1989; Rueda, 1993) verificaram que o principal factor responsável pelo insucesso reprodutivo das perdizes foi a predação ocorrida durante o período de incubação. Segundo Lucio (1998) as perdas médias de perdigotos desde o nascimento até aos três meses de vida podem variar entre 34% e 65%. A predação de perdigotos é tanto mais elevada quanto mais desfavoráveis forem as condições do habitat no que respeita às disponibilidades de abrigo e refúgio junto aos locais de alimentação e abeberamento (Lucio, 1998).

A eliminação das causas de destruição das posturas é prioritária para que a espécie possa realizar uma fracção grande da sua fecundidade potencial (Ricci 1985b).

As populações produtivas apresentam valores de razão de idades maiores que dois e a sua tendência é aumentar o seu tamanho (Nadal 1998). O êxito reprodutivo no ano 2001 em Vale Melhorado revela tratar-se de uma população pouco produtiva.

A taxa de redução da densidade de adultos verificada de Março a Julho na área de estudo (devido a mortalidade ou emigração) foi semelhante às referidas por Borralho *et al.* (1997a) e Carvalho e Borralho (1997) que observaram diminuições populacionais para o mesmo período de 6 a 12% em áreas de habitat semelhante aos de Vale Melhorado. Taxas de mortalidade similares são referidas por Berger (1986) para populações de perdiz-vermelha em França. Valores mais elevados são apresentados por Peiró & Seva (1995) para populações de perdiz-vermelha em Espanha.

A redução do número de adultos verificada deve-se possivelmente à actuação de predadores generalistas, tais como raposas e sacarrabos, abundantes na área de estudo.

O propósito do controlo de predadores é incrementar o sucesso reprodutivo durante o período de postura e incubação dos ovos (Maio a Junho). Durante este período os ovos são vulneráveis aos predadores (tais como pegas, gralhas, lagartos, ratos, raposas, etc.) e a fêmea está em perigo ao poder ser morta por raposas, sacarrabos ou outros carnívoros. Deverá ser só durante este período que a predação poderá ser importante, no resto do ano os predadores não exercem predação suficiente para que se justifique o seu controlo (Tapper *et al.*, 1991).

O índice de reprodução observado em 2001 (2.55) encontra-se dentro dos limites de variação (1.3 e 7.0 jovens por casal presente na Primavera) referidos por diversos autores para esta espécie em vários locais da sua área de distribuição (Berger, 1989; Berger & Biadi, 1988; Borralho, *et al.*, 1997a; Peiró & Seva 1993; Reitz & Berger, 1993; Tavares, 1993; Tavares *et al.*, 1996).

Berger (1986) classifica os anos de reprodução (sucesso reprodutivo) em três categorias: maus anos de reprodução – anos em que são produzidos 1 a 1.5 jovens por fêmea existente na Primavera, nestas condições a actividade cinegética deverá ser nula; anos médios – 2 a 3 jovens por fêmea, nesta situação só é possível caçar no máximo 15% dos efectivos populacionais antes da caça; anos bons, quando são produzidos mais de 4 jovens por fêmea, permitindo nestas condições a extracção de 30% da população antes da caça.

O índice de reprodução obtido em Vale Melhorado em 2001 revela uma taxa média de sobrevivência dos perdigotos. Segundo a classificação de Berger (1986) foi considerado um ano médio de reprodução, devendo nesta situação serem caçados apenas 15% da população existente antes da caça.

A combinação de uma fraca razão jovem/adulto com uma taxa de desaparecimento de adultos baixa e uma proporção de bandos sem jovens também relativamente baixa, sugere que os principais factores limitantes terão actuado não tanto durante o período de incubação (dada a aparente baixa mortalidade de adultos e a percentagem elevada de adultos com ninhadas), mas sim após esta fase, durante o período de crescimento dos perdigotos. Neste contexto, a baixa razão jovem/adulto poderá ter resultado de uma taxa de mortalidade importante dos perdigotos por razões como predação elevada ou disponibilidade reduzida de alimento durante este período de tempo.

5.2. USO DO MEIO

A demografia dos vertebrados terrestres é directamente afectada pela qualidade do habitat e pela forma como este é explorado pelas espécies a considerar (Van Horne, 1983). A perdiz-vermelha não é excepção, estando a sua dinâmica populacional intimamente relacionada com as características do meio que frequenta e da sua variabilidade ao longo

do tempo (e.g., Lucio & Purroy, 1987 e 1992b; Borralho *et al.*, 1999a). Deste modo, para uma gestão adequada das suas populações é essencial conhecer as suas necessidades em termos de habitat, já que este afecta decisivamente a densidade populacional, sucesso reprodutivo e sobrevivência (Borralho *et al.*, 1999a).

Em Vale Melhorado, durante a Primavera de 2001 as perdizes seleccionaram activamente diferentes tipos de coberto vegetal, preferindo uns e evitando outros. Em particular, a plantação florestal foi altamente seleccionada pelas perdizes, selecção esta que se reflectiu tanto nos resultados da análise univariada, e em particular nos intervalos de Bailey, como pelo facto de ter sido esta a variável seleccionada com maior nível de significância para o modelo logístico multivariado. A plantação florestal foi, aliás, a única classe de coberto que proporcionou resultados significativamente positivos nas duas abordagens analíticas.

Nesta fase inicial do seu desenvolvimento (a plantação florestal é recente, tinha sido plantada há 3 anos quando foi efectuado o trabalho de campo) este habitat era relativamente aberto, combinando uma considerável disponibilidade de vegetação herbácea com vegetação dispersa de porte arbustivo, padrão de coberto este que favorece a perdiz-vermelha e onde a espécie pode atingir densidades elevadas (O.N.C., 1986; Telleria *et al.*, 1988). Adicionalmente, a própria estrutura do terreno, em vala e cômoros, é favorável, já que proporciona abrigo e sombra em diversos momentos do dia.

A plantação florestal proporcionou, assim, alimento, locais para nidificação e abrigo, tornando-se atractiva para as perdizes, particularmente durante a época de reprodução. Este resultado está de acordo com resultados provenientes de estudos efectuados em sistemas agro-florestais extensivos do Sul do País, onde as manchas que combinam a presença de vegetação herbácea bem desenvolvida com vegetação arbustiva dispersa se revelaram locais positivamente seleccionados pelas perdizes durante a Primavera, sendo áreas onde as populações de perdizes atingem produtividades (jovens/ha) comparativamente elevadas (Castro Pereira *et al.*, 1996; Carvalho & Borralho, 1998; Borralho *et al.*, 1999a).

Há que não confundir, porém, as plantações florestais recentes com as áreas florestais desenvolvidas. Com efeito, as primeiras não constituem funcionalmente habitats florestais, os quais tendem a ser evitados pela espécie (Meriggi *et al.*, 1991; Lucio & Purroy, 1992b; Carvalho & Borralho, 1998; Borralho *et al.*, 2000a). Também em Vale Melhorado se

verificou esta tendência, com as áreas de montado de sobre com mato a serem seleccionadas negativamente pelas perdizes na Primavera e a classe montado de sobre sem mato a ser seleccionada para o modelo logístico de Verão com um coeficiente negativo.

A menor utilização destas áreas pelas perdizes poderá resultar de fraca disponibilidade de alimento e escassez de coberto de nidificação adequado (Carvalho & Borralho, 1998; Borralho *et al.*, 2000a), podendo ainda as zonas de montado com mato ser particularmente favoráveis à ocorrência de carnívoros, reduzindo o valor do meio para as perdizes (Lucio, 1991a; Fortuna, 2002). Também as áreas cobertas com vegetação arbustiva muito densa (como algumas manchas de montado com mato de Vale Melhorado) condicionam as deslocações das perdizes no seu interior, contribuindo para a sua selecção negativa (Blayac, 1988a; Mauvy *et al.*, 1991).

A selecção do cereal e do pousio, com coeficientes positivos, para o modelo logístico de Primavera, indica que as perdizes utilizaram particularmente o sub-sistema das culturas arvenses de sequeiro e o seu mosaico de rotações. Mais uma vez, é possível encontrar nestes meios uma disponibilidade simultânea de alimento e de abrigo, conferindo-lhe uma importância elevada para as perdizes em Vale Melhorado, tanto mais que as parcelas de cereal e pousio combinadas representavam quase metade da área total da Zona de Caça na Primavera de 2001 e cerca de 60% dos bandos de perdizes foram avistados nestes habitats nessa estação. Este nível de utilização está de acordo com o facto de, em Espanha, Telleria *et al.* (1988), Lucio & Purroy (1992b) e Fortuna (2002) indicarem que as maiores densidades de perdiz-vermelha se registam em habitats agrícolas pseudo-estepários extensivos, onde as suas populações são favorecidas pelas práticas agrícolas tradicionais.

Para os resultados obtidos em Vale Melhorado deverá ter contribuído o baixo encabeçamento de gado, evitando o sobrepastoreio das parcelas em pousio. Há que notar, porém, que diversos estudos revelaram que o nível de utilização dos pousios pelas perdizes é muito variável, pelo menos tanto quanto a variabilidade das áreas classificadas como tal.

A maior utilização de pousios na Primavera nalguns locais deverá estar relacionada com a preferência da perdiz-vermelha por zonas não cultivadas para nidificar (O.N.C., 1986; Lucio 1991b; Tavares & Fontoura, 1996; Borralho *et al.*, 1999a; Borralho *et al.*, 2000b). Por outro lado, Mauvy *et al.* (1991), Lucio & Purroy (1992b) e Fortuna (2002), notaram

que as perdizes evitaram os pousios existentes nas suas áreas de estudo, aparentemente devido à sua muito reduzida cobertura vegetal originada pelo pastoreio intensivo e pela perturbação provocada pela presença das espécies pecuárias. Borralho *et al.* (1999a) registaram densidades elevadas de perdizes na época de reprodução em pousios com menos de um ano e baixas densidades em pousios com mais de dois anos. Estes autores admitem que a baixa densidade ocorrida nos pousios mais antigos, quando não são pastoreados ou o são muito pouco, se deve provavelmente à existência de vegetação alta e lenhificada dificultando a circulação das perdizes no seu interior; para além de que esse tipo de vegetação apresenta baixo valor alimentar.

Os pousios existentes na área de estudo em 2001 eram relativamente recentes, apresentando uma cobertura vegetal média e uma carga animal relativamente baixa em relação à área disponível. Não se registaram aqui os encabeçamentos pecuários elevados que segundo Borges (1985) devem ser evitados nas zonas de nidificação, quer pelo pisoteio que acarretam (que leva a uma considerável perda de ninhos por destruição ou perturbação destes), quer pela possível competição em épocas de carência alimentar (Reis & Pinheiro, 1973), a qual tende a tornar-se particularmente evidente durante o Verão (Borralho *et al.*, 1998) quando a vegetação das zonas fortemente pastoreadas quase desaparece.

A existência de pastoreio, quando baixo a moderado, pode ser favorável à perdiz-vermelha, sobretudo se for possível limitar a área a que o gado tem acesso durante o período da postura e incubação (Marchandeanu, 1992; Suarez, 1992; Lucio *et al.*, 1996). Nestas circunstâncias, o pastoreio cria descontinuidades e diversidade no coberto vegetal e favorece as populações de invertebrados que servem de alimento aos perdigotos (Coles, 1975).

As manchas de cereal, particularmente quando conduzidas de forma extensiva, são frequentemente seleccionadas positivamente pelas perdizes durante a época de nidificação (e.g., Green, 1984; Carvalho & Borralho, 1998; Borralho *et al.*, 2000b). Porém, quando a ceifa é realizada muito cedo ou o cereal é pastoreado em verde, estas áreas podem registar um baixo sucesso reprodutivo, funcionando como uma armadilha para os casais de perdizes (Carvalho & Borralho, 1998). Em Vale Melhorado, estes poderão ter sido factores determinantes no relativamente baixo sucesso reprodutivo registado em 2001, dado que se

efectuou a ceifa de folhas de cereal para forragem e o pastoreio de algumas parcelas de aveia e pousio durante a Primavera.

A utilização do meio no Verão parece ter sido bem mais homogénea do que na Primavera, não se tendo registado globalmente uma selecção de habitat estatisticamente significativa por parte das perdizes e só tendo sido incluída a classe sobre sem mato no modelo logístico (com sinal negativo), como comentado em cima.

Num período em que os jovens do ano já estão bem desenvolvidos e com uma capacidade de deslocação semelhante ou muito próxima à dos adultos, esta ausência de selecção sugere alguma homogeneidade na qualidade dos diferentes tipos de coberto vegetal disponíveis em Vale Melhorado para as perdizes durante o Verão. No entanto, tal poderá resultar também da eventual existência de outros factores que afectam o uso do meio das perdizes que não estão directamente relacionados com as classes de coberto vegetal, ou cujo efeito se distribui homogeneamente e independentemente destas.

Um dado que aponta neste sentido, é o facto da dimensão dos bandos avistados no Verão estar significativa e inversamente correlacionada com a proximidade aos comedouros, isto é, junto aos comedouros detectaram-se bandos compostos por maior número de aves. Esta situação deveu-se possivelmente à agregação de grupos mais pequenos de perdizes nas proximidades dos comedouros, num período em que o comportamento territorial da perdiz-vermelha está já atenuado, e/ou à ocorrência de um maior sucesso reprodutivo dos casais que nidificaram junto desses locais. O reduzido número de comedouros distribuídos, de forma muito localizada, por Vale Melhorado em 2001 (veja-se a Figura 6) terá provavelmente contribuído para este efeito. Em acordo com este resultado, é referida por alguns autores a importância da distribuição de alimento para esta espécie em épocas de maior carência alimentar, como no Verão nas regiões mediterrânicas, sendo apontado por vezes o seu efeito positivo no sucesso reprodutivo da perdiz-vermelha (Blayac, 1988a; Bugalho, 1991b e 1993a).

Pelo contrário, e algo inesperadamente (Otero 1990; Rito & Borralho, 1997), a localização dos pontos de água permanente não parece ter afectado significativamente a distribuição das perdizes no Verão, ainda que na Primavera o valor do teste que comparou a distância

média das perdizes e dos pontos aleatórios à água ter quase atingido o nível considerado significativo (veja-se a Tabela VI).

Numa zona de características semelhantes e situada a poucos quilómetros da área de estudo, Borralho *et al.* (1997b e 1998), verificaram que, em dois Verões sucessivos, a distância à água foi a variável que mais afectou a distribuição de bandos de perdizes no Verão. No entanto, a pluviosidade total registada no Inverno de 2000/2001 em Vale Melhorado foi superior à verificada nos anos em que aqueles autores realizaram o seu trabalho de campo (1993 e 1994), tendo a chuva sido distribuída também mais homogeneamente ao longo do ano. Adicionalmente, há que notar que os pontos de água permanente disponíveis para as perdizes em Vale Melhorado em 2001 eram abundantes e bem distribuídos, permitindo assim que este parâmetro não afectasse o uso do meio das perdizes na área de estudo.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS – IMPLICAÇÕES DE GESTÃO

A informação disponível indica que a densidade primaveril de perdiz-vermelha em Vale Melhorado manteve-se essencialmente estável entre 1993 e 2001 (Ramalho, 1995; Cruz de Carvalho *et al.*, 1998; este estudo), num nível populacional que, não sendo muito baixo, não pode ser considerado elevado em termos cinegéticos para a Península Ibérica.

Dado que os números de perdizes caçados foram limitados, e não deverão ter ultrapassado os 15-20% da população estival em cada ano (veja-se o ponto 2.2 deste trabalho), esta estabilidade em valores modestos sugere que o sucesso reprodutivo médio terá sido relativamente baixo e/ou que ocorreram fenómenos de emigração ou mortalidade recorrentes, não permitindo atingir valores mais elevados de efectivos caçáveis e limitando o valor económico da exploração cinegética da Zona de Caça.

Em 2001, registou-se uma reduzida mortalidade de adultos na Primavera associada a uma baixa produtividade de jovens, ainda que a proporção de bandos com jovens no Verão fosse elevada. Estes dados sugerem que terá ocorrido a destruição de parte dos ovos de diversas posturas (mas provavelmente não de todos de cada postura atingida), uma baixa fecundidade dos ovos e/ou uma mortalidade importante de perdigotos durante o seu período de crescimento.

Dado que o sistema agro-florestal de Vale Melhorado era muito extensivo com reduzida aplicação de agro-químicos, nada sugere que houvesse escassez dos insectos de que se alimentam os perdigotos nas primeiras semanas de vida (Green, 1984) ou que a fecundidade dos ovos das perdizes fosse baixa, tanto mais que praticamente não foram introduzidas aves provenientes de cativeiro (frequentemente com menor fecundidade do que as aves bravias, Castro Pereira & Capelo, 1996) durante estes anos. Por outro lado, o desaparecimento de ovos e de perdigotos pode ter resultado de taxas de predação elevadas e de mortalidade causada pelas práticas agrícolas, como o corte primaveril de cereal para forragem e o pisoteio de posturas pelo gado.

A predação pode agir como um factor importante de limitação populacional, particularmente para aves cinegéticas que nidificam no solo, tendo-se registado

crescimentos demográficos sensíveis quando se efectuam reduções experimentais de predadores generalistas concentradas sazonalmente (veja-se Stahl & Migot, 1993 para uma revisão sobre esta questão). Em Vale Melhorado a gestão da predação tem-se limitado a um controle muito pouco intenso de predadores, disperso por todo o ano, o que pode ser contraproducente, já que se eliminam animais em alturas em que não têm efeito negativo prático sobre as populações cinegéticas (como por exemplo, o controle de corvídeos no Inverno), facilitando a entrada de maior número de indivíduos não territoriais para substituir os que foram retirados (Tapper *et al.*, 1991). Uma concentração deste controle durante a época de nidificação, limitado às espécies de predadores generalistas que podem ser legalmente controladas, teria somente um efeito muito limitado no tempo sobre estas espécies, mas possivelmente seria o suficiente para permitir um aumento significativo do sucesso reprodutivo das perdizes (veja-se Tapper *et al.*, 1996, para um exemplo experimental).

Dado que uma fracção maioritária da área de estudo confinava com propriedades submetidas ao regime cinegético geral, com características ambientais relativamente semelhantes mas, muito provavelmente, com uma densidade muito baixa de perdizes (Ramalho, 1995; Borralho *et al.*, 1997a), é de esperar que ocorresse usualmente em Vale Melhorado uma elevada emigração entre Janeiro e Março de cada ano devido a dispersão pré-reprodutora, nivelando por baixo a densidade primaveril de perdiz-vermelha na Zona de Caça (Potts, 1980; Green, 1983; Borralho *et al.*, 1997a e 2000a). Para reduzir a magnitude deste fenómeno é particularmente importante proporcionar melhores condições ambientais às perdizes nos locais onde a sua densidade é mais elevada, implementando medidas de gestão que incrementem a capacidade de suporte da área.

Entre aquelas, a compatibilização das práticas agrícolas com a actividade cinegética é, por vezes, um dos objectivos mais difíceis de cumprir. Mesmo numa situação em que os encabeçamentos não são particularmente elevados, como acontecia em Vale Melhorado, a perturbação e o pisoteio que o gado provoca no período de incubação conduz por norma a perdas totais ou parciais de posturas. Este aspecto, associado ao corte de algumas folhas de cereal em verde para forragem, poderá ter contribuído de forma não negligenciável para a baixa razão jovem/adulto registada após a época de reprodução.

Seria desejável restringir ao mínimo as áreas de acesso do gado durante a altura da postura e incubação e ceifar as parcelas de forragem só após a eclosão da maioria das ninhadas, deixando algumas bolsas ou faixas de cereal por cortar, o que permitiria manter no local condições de abrigo e alimentação durante um período mais alargado. Deve ainda atender-se à forma como as ceifas são conduzidas, sendo aconselhável ceifar do centro da folha para as cabeceiras e nunca o contrário. De facto, ao conduzir a ceifa em direcção ao centro da folha, andando a ceifeira em voltas concêntricas cada vez mais apertadas, está-se a dirigir toda a fauna, cinegética ou não, para o centro da parcela, onde há maior probabilidade dos animais serem apanhados pela frente de corte da ceifeira. Para além disso, é desejável a utilização de barras “espanta-caça”, dispositivos que são colocados à frente das alfaías ou dos tractores e que, como o nome indica, espantam os animais e evitam que estes sejam pisados pelo rodados dos tractores ou apanhados pelas barras de corte (Beja *et al.*, 2003).

Adicionalmente, em áreas pastoreadas mais intensamente, poder-se-ão criar pequenas manchas inacessíveis ao gado, vedando os cantos das cercas e/ou criando espaços vedados no interior das pastagens. Aí desenvolver-se-á uma vegetação mais densa que, combinada eventualmente com a colocação de comedouros e bebedouros nesses locais, proporcionará refúgio, alimento e água às perdizes. A simples acumulação de material proveniente das podas do montado nalguns locais da pastagem, pode proporcionar pontos de abrigo sob os quais crescerá alguma vegetação de mais difícil acesso para o gado. Nestes locais mais defendidos, poderá deixar-se crescer (ou mesmo plantar) tufos de vegetação arbustiva, já que a combinação de vegetação herbácea estruturalmente diversa com alguma vegetação arbustiva é favorável à perdiz-vermelha, como se verificou pela elevada utilização da plantação florestal existente na área de estudo.

As áreas de montado, que as perdizes tenderam a evitar em Vale Melhorado, poderão ser cinegeticamente beneficiadas com a instalação de manchas de cultura para a fauna sobcoberto, proporcionando alimento e diversidade estrutural em zonas que já proporcionam algum abrigo. Nos locais não utilizados pelo gado, a instalação de manchas irregulares de culturas (para aumentar o efeito de orla), em 10% a 20% da área dos povoamentos, melhorará o valor dos montados para a perdiz-vermelha (Borrinho *et al.*, 2000c; Reino *et al.*, 2000; Beja *et al.*, 2003). Poder-se-á intervir nas parcelas de montado com mato, instalando manchas de culturas para a fauna e combinando-as com faixas de mato e

algumas clareiras, um tipo de habitat que combina uma boa disponibilidade de alimento, locais de nidificação e de refúgio, e que se verificou ser positivamente seleccionado pelas perdizes em algumas áreas do sul do País (Castro Pereira *et al.*, 1996; Borralho, s/data).

Para além da manipulação do coberto vegetal, a instalação de comedouros e de bebedouros para a fauna, pode representar uma melhoria importante do meio para a perdiz-vermelha, minimizando o eventual efeito de factores limitantes sazonais (Otero, 1990; Borralho *et al.*, 1998 e 2000a). Em 2001, na sequência de um Inverno chuvoso, a boa disponibilidade de água existente em Vale Melhorado permitiu que este factor não pareça ter afectado o uso do habitat da perdiz-vermelha. Porém, é de esperar que em anos mais secos este seja um dos parâmetros que mais influencie a distribuição das perdizes no Verão e, portanto, a exploração dos recursos disponíveis na área de estudo, pelo que é aconselhável manter uma rede de pontos de água distanciados 400 a 500 metros entre si (Rito & Borralho, 1997; Borralho *et al.*, 1998).

Pelo contrário, os poucos comedouros existentes em Vale Melhorado parecem ter afectado as movimentações das perdizes na Zona de Caça, registando-se uma correlação negativa entre a dimensão dos bandos e a distância a que estes se encontravam daqueles locais. Ainda que a maior disponibilidade de alimento seja favorável, esta concentração das aves não é benéfica, tornando menos eficiente o uso dos recursos disponíveis pela população e tornando as perdizes mais vulneráveis à detecção e ataque de predadores (Bergerud, 1990; Broyles, 1995). Para contrariar este efeito e potenciar os efeitos positivos desta medida, dever-se-á aumentar o número e homogeneizar a distribuição destes pontos de alimentação na Zona de Caça.

Os resultados deste estudo corroboram a noção de que a redução da pressão de caça, que advém normalmente da passagem de uma situação de regime cinegético geral sem gestão para uma situação de ordenamento (pelo menos potencial) proporcionada pela implementação de uma Zona de Caça, não basta por si só para que se atinjam níveis populacionais economicamente interessantes do ponto de vista cinegético (e.g., Nadal *et al.*, 1996; Borralho *et al.*, 2000a e 2000c; Gordinho 2002). É necessário que os responsáveis das explorações invistam continuamente na sua gestão, e em particular nas intervenções no habitat e na compatibilização da actividade agro-florestal com a actividade cinegética, para as manterem cinegeticamente interessantes, pelo que a avaliação

experimental do efeito de diferentes medidas de gestão do meio nas espécies de caça deverá ser uma prioridade da investigação cinegética. Atendendo às implicações socio-económicas e de conservação que podem ter no mundo rural a curto e médio prazo, é ainda particularmente pertinente associar esta avaliação ao estudo do efeito das medidas agro-ambientais em espécies cinegéticas e não-cinegéticas, num contexto de mudança e crescimento da importância da componente ambiental na política agrícola da União Europeia.

7. BIBLIOGRAFIA

- Aebischer, N.J. (1991). Sustainable yields: gamebirds as a harvestable resource. In: G.R. Potts, Y. Lecocq, J. Swift & P. Havet (eds) Proceedings of the International Conference "Wise Use as a Conservation Strategy", *Gibier Faune Sauvage*, 8: 335-351.
- Aebischer, N.J. & Potts, G.R. (1994). Red-legged partridge (*Alectoris rufa*). In : G.M. Tucker & M.F. Heath (eds) *Birds in Europe: Their Conservation Status*: 214-215.
- Albanese, F. (1992). El Papel de la Caza Hoy. *Trofeo*, 266: 23-26
- Alves, R. (1999). A Nova Lei da Caça-Principais Objectivos. A Caça e a Sociedade. Dossiers Promocionais. *Jornal Expresso* n.º 1408 de 23 de Outubro.
- Alves, R.; Borralho, R.; Rio Carvalho, C. & Bugalho, J. (1995). Uso Sensato no Espaço Rural Alentejano. *Revista de Ciências Agrárias*, 18: 51-66.
- Anderson, D.R.; Laake, J.L.; Crain, B.R. & Burnham, K.P. (1979). Guidelines for line transect sampling of biological populations. *Journal of Wildlife Management*, 43: 70-78.
- Aubineau, J. (1980). Enquête sur la nidification de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) dans la région cynégétique Ouest. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 42: 15-16.
- Avelar-Santos, P. (1994). *Ordenamento Cinegético e Utilização da Terra*. Universidade de Évora. Departamento de Ecologia.
- Beja, P.; Borralho, R.; Dias, S. & Carvalho, J. (2003). *Culturas para a Fauna*, ERENA, CEABN-ISA, ANPC. Lisboa.
- Berger, F. (1986). Perdrix Rouge. *Rev. Nationale de la Chasse*, 462: 29-35.
- Berger, F. (1989). Résultat des opérations de repeuplement en perdrix rouges dans la région cynégétique Centre-Bassin Parisien. (Cher-Indre-Loir-et-Cher-Yonne). *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 134: 6-7.
- Berger, F. (1991). Avertissement perdrix rouge. Résultats de la reproduction pour l'année 1990. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 154: 9-10.
- Berger, F. (1992). Estimation du succès de la reproduction de la perdrix rouge en 1991 par observation-échantillonnage des compagnies sur plusieurs territoires des régions Centre, Sud-Ouest et Sud-Est. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 165: 16-17.
- Berger, F. & Biadi, F. (1988). Avertissement perdrix rouges. Généralités et résultats pour l'année 1987. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 125: 5-8.

- Berger, F.; Biadi, F. & Marchandeu, S. (1988a). Reproduction de la perdrix rouge (*Alectoris rufa* L.) au nord de son aire de répartition en France. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 123: 15-23.
- Berger, F.; Marchandeu, S. & Reudet, D. (1988b). Statut de la perdrix rouge dans les départements de l'Aude et de l' Hérault Enquête de 1987. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 128: 15-18.
- Bergerud, P. (1990). Rareness as an antipredator strategy to reduce predation risk. In: S. Myrberget (ed.) *Proceedings of the XIXth Congress of the International Union of Game Biologists*: 15-25. I.U.G.B., Trondheim.
- Birkan, M. (1977). Populations de perdrix et agriculture: une étude sur territoire de chasse près de Provins. In P. Pesson & M.G. Birkan (Eds): *Ecologie du Petit Gibier et Aménagement des Chasses*, pp. 55-77. Gauthier-Villars. Paris
- Birkan, M. (1979). *Perdrix Grises et Rouges, de Chasse et d'Elevage*. La Maison Rustique, Paris.
- Birkan, M. (1991). The validity of various spring census methods as applied to grey partridge and red-legged partridge pair counts. In: S. Csanyi & Ernharft (eds) *Proceedings of the XX Congress of International Union of Game Biologists*: 238-243. I.U.G.B., Godollo.
- Blayac, J. (1988a). Diminution des perdrix rouges. Quels sont les facteurs de pertes et comment y remédier? *Le Saint-Hubert*, 160: 310-315.
- Blayac, J. (1988b). La perdrix rouge en zone méditerranéenne. Gestion des populations. *Le Saint-Hubert*, 161: 419-423.
- Borges, J.M.F. (1981). *Caracterização Ecológica da Herdade da Parra, suas Potencialidades Cinegéticas*. Relatório de Actividades. Instituto Superior de Agronomia. Universidade Técnica de Lisboa.
- Borges, J.M.F. (1985). Study of the red-legged partridge (*Alectoris rufa* L.) nesting in Portugal (1979-1984). In: S.A. Crombrugghe (ed.) *Proceedings of the XVIIth Congress of the International Union of Game Biologists*: 635-660. I.U.G.B., Brussels.
- Borrvalho, R. (1997). *Evolução Demográfica e Uso do Habitat de uma População de Perdiz-vermelha (Alectoris rufa) do Alto Alentejo – Implicações para a sua Gestão Cinegética*. Dissertação apresentada ao Instituto Superior de Agronomia para efeito de obtenção do grau de Doutor em Engenharia Florestal. Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.
- Borrvalho, R. (s/data). Uso do meio de perdiz-vermelha. *Portal Naturlink.pt*. Acedido em 25-09-02. Disponível em <http://www.naturlink.pt> .

- Borrvalho, R.; Barreto, A.; Silva, L. & Santos-Reis, M. (2000c). Avaliação financeira de projectos de exploração cinegética em montado: um exemplo na serra de Grândola. *Revista de Ciências Agrárias*, 23: 63-83.
- Borrvalho, R.; Carvalho, S.; Rego, F. & Vaz Pinto, P. (1999a). Habitat correlates of red-legged partridge (*Alectoris rufa*) breeding density on mediterranean farmland. *Revue Ecology (Terre vie)*, 54: 59-69.
- Borrvalho, R.; Carvalho, J.; Vaz Pinto, P. & Bugalho, J. (2000a). Gestão cinegética e evolução demográfica de duas populações de perdiz vermelha (*Alectoris rufa*) do centro e sul de Portugal. *Silva Lusitana*, 8: 49-59.
- Borrvalho, R.; Rego, F. & Vaz Pinto, P. (1996a). Is driven transect sampling suitable for estimating red-legged partridge *Alectoris rufa* densities? *Wildlife Biology*, 2: 259-268.
- Borrvalho, R.; Rego, F. & Vaz Pinto, P. (1997a). Demographic trends of red-legged partridge (*Alectoris rufa*) in Southern Portugal after implementation of management actions. *Gibier Faune Sauvage, Game and Wildlife*, 14: 585-599.
- Borrvalho, R.; Rito, A.; Carvalho, S.; Vaz Pinto, P. & Rego, F. (1997b). Uso do habitat de perdiz-vermelha no Verão: Elaboração de modelos multivariados recorrendo a um SIG. *Ingenium*, Outubro: 71-74.
- Borrvalho, R.; Rito, A.; Rego, F.; Simões, H. & Vaz Pinto, P. (1998). Summer distribution of red-legged partridges *Alectoris rufa* in relation to water availability on Mediterranean farmland. *Ibis*, 140: 620-625.
- Borrvalho, R.; Rito, A.; Rego, F.; Simões, H.; Vaz Pinto, P. & Carvalho, S. (1996b). Influência da disponibilidade de água na distribuição estival de perdiz-comum *Alectoris rufa* numa área agrícola do Alto Alentejo. In: J.C. Farinha; J. Almeida; H. Costa (eds) *Actas do I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*: 44-45. SPEA, Vila Nova de Cerveira.
- Borrvalho, R.; Simões, H.; Rito, A.; Carvalho, S. & Carvalho, J. (1999b). Factores ambientais que afectam a produtividade de perdiz-vermelha *Alectoris rufa* em meios agro-florestais. In: P. Beja; P. Catry & F. Moreira (eds) *Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*: 120-123. SPEA, Faro.
- Borrvalho, R.; Stoate, C. & Araújo, M. (2000b). Environmental factors affecting the distribution of red-legged partridges *Alectoris rufa* in an agricultural landscape of southern Portugal. *Bird Study*, 47: 304-310.
- Borrvalho, R.; Vaz Pinto, P. & Rego, F. (1994). *Evolução populacional de caça menor residente, corvídeos e aves de rapina numa Zona de Caça Turística do Alto Alentejo*.

- (Resumo). Congresso Sobre Fauna dos Ecossistemas Agrícolas e Silvícolas, Castro Verde pp. 6.
- Bowden, D.C.; Anderson, A.E. & Medin, D.E. (1984). Sampling plans for mule deer sex and age ratios. *Journal of Wildlife Management*, 48: 500-509.
- Braza, F. & Alvarez, F. (1986). Détermination de préférences d'habitat de la Perdrix Rouge par dénombrement des excréments. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 102: 25-26.
- Broyles, B. (1995). Desert wildlife water developments: Questioning use in the Southwest. *Wildlife Society Bulletin*, 23: 663-675.
- Brun, J.C. (1991). La nidification des perdrix: une période bien délicate. *Bull. Mens. Office Nationale de la Chasse*, 161: 11-20.
- Brun, J.C.; Che, P. & Aubinau, J. (1990). Comparaison de trois méthodes de dénombrement de perdrix (*Alectoris rufa*) et *Perdix perdix*) en milieu bocager. *Gibier Faune Sauvage*, 7: 127-144.
- Buckland, S.T.; Anderson, D.R.; Burnham, K.P. & Laake, J.L. (1993). *Distance Sampling: Estimating Abundance of Biological Populations*. Chapman and Hall, London, England.
- Bugalho, J.F.F. (1974). *Métodos de Recenseamento de Aves*. Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas, Lisboa.
- Bugalho, J.F.F. (1991a). A caça e as suas potencialidades. Contribuição para o desenvolvimento do País. In: *A Caça, um Recurso do Futuro*, D.G.F: 6-21.
- Bugalho, J.F.F. (1991b). A propósito da perdiz (1) *Calibre 12*, 3: 9-15.
- Bugalho, J.F.F. (1993a). A propósito da perdiz (3) *Calibre 12*, 17: 8-13.
- Bugalho, J.F.F. (1993b). O ordenamento cinegético, base da promoção do turismo cinegético em Portugal. *Seminário sobre Turismo Cinegético*: 1-31, Sousel.
- Bugalho, J.F.F. & Lopes, F. (1979). Progress report on the red-legged partridge (*Alectoris rufa* L.) study in Portugal. *Les Perdrix du Genre Alectoris*: 92-105. Conseil International de la Chasse et de la Conservation du Gibier, Athènes.
- Bugalho, J.F.F.; Lopes, F.J. & Rosário, L.P. (1987). Contribuição da Caça para a Valorização dos Montados de Sobre e Azinho. D.G.F./D.S.C., Lisboa.
- Burnham, K.P. & Anderson, D.R. (1984). The need for distance data in transect counts. *J. Wildl. Manage.*, 48: 1248-1254.
- Burnham, K.P.; Anderson, D.R. & Laake, J.L. (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs*, 72: 1-102.

- Burnham, K.P.; Anderson, D.R. & Laake, J.L. (1985). Efficiency and bias in strip and line transect sampling. *J. Wildlife Management*, 49: 1012-1018.
- Buruaga, M.S & Lucio, A.J.C. (1998). Los cazadores federados y el futuro de la perdiz roja. In: M.S. Buruaga (coord.) *La Perdiz Roja, I Curso*, Grupo Editorial V, Fedenca: 27-30.
- Buruaga, M.S.; Lucio, A.J.C. & Purroy, F.J. (1991). *Reconocimiento del Sexo y Edad en Espécies Cinegéticas*. Edição Governo Vasco, Espanha.
- Buxadé, C. (1997). Producciones cinegeticas, apícolas y otras. In: C. Buxadé (coord.) *Zootecnia-Bases de Produccion Animal*. Tomo XII.
- Calderón, J. (1977). El papel de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en la dieta de los predadores ibéricos. *Doñana Acta Vertebrata*, 4: 61-126.
- Capa, P.J.M. (2002). *Uso do Meio pela Perdiz Vermelha na Herdade de Vale de Perditos*. Relatório de Projecto. Escola Superior Agrária de Beja, Beja.
- Capelo, M.; Borralho, R.; Castro Pereira, D. & Carvalho, J. (1999). Utilização do habitat por perdizes (*Alectoris rufa* L.) provenientes de repovoamento. Aplicação da análise composicional. *Silva Lusitana*, 7: 55-69.
- Capelo, M. & Castro Pereira, D. (1996). Sobrevivência e dispersão de perdizes (*Alectoris rufa*, L.) largadas em duas operações de repovoamento cinegético. *Revista Florestal*, 9: 243-253.
- Carvalho, J. & Borralho, R. (1998). Produtividade e sucesso reprodutivo de duas populações de perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*) em diferentes habitats. *Silva Lusitana*, 6: 215-226.
- Carvalho, J.; Borralho, R.; Rito, A. & Castro Pereira, D. (1996). Sucesso reprodutivo de duas populações de perdiz-comum *Alectoris rufa* após acções de repovoamento. In: J.C. Farinha; J. Almeida; H. Costa (eds) *Actas do I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*: 12-13. SPEA, Vila Nova de Cerveira.
- Carvalho, S. (1991). Largadas para repovoamento, In: Seminário “*A Caça um Recurso de Futuro*”. M.A.P.A., Lisboa.
- Castresana, L. (1997). Taxonomia e identificacion de las distintas especies cinegeticas menores. In: C. Buxadé (coord.) *Producciones Cinegeticas, Apícolas e Otras*. *Zootecnia – Bases de Producción Animal*. Tomo XII: 56-70.
- Castro Pereira, D. & Capelo, M. (1996). Repovoamentos de perdiz-vermelha (*Alectoris rufa* L.) com fins cinegéticos: revisão de técnicas e resultados. *Revista de Ciências Agrárias*, 9: 15-34.
- Castro Pereira, D.; Capelo, M. & Borralho, R. (1996). Selecção de habitat de perdizes *Alectoris rufa* provenientes de repovoamento segundo duas escalas espaciais. In: J.C.

- Farinha; J. Almeida; H. Costa (eds) *Actas do I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*: 41-42. SPEA, Vila Nova de Cerveira.
- Caughley, G. (1974). Interpretation of age ratios. *Journal of Wildlife Management*, 38: 557-562.
- Cherry, S. (1996). A comparison of confidence intervals methods for habitat use-availability studies. *Journal of Wildlife Management*, 60: 653-658.
- Cochran, W.G. (1954). Some methods for strengthening the common χ^2 test. *Biometrics*, 10: 417-451.
- Coles, C.L. (1975). *Some Notes on the Management of Red-legged Partridges (Alectoris rufa) in Spain and Portugal*. The Game Conservancy, Fordingbridge.
- Coles, C.L. (1976). Spanish partridges. Age grouping and sexing. *The Game Conservancy*, 8: 82-84.
- Coles, C.L. (1979). Field notes on wild partridge (*Alectoris rufa*) management in Spain and Portugal. *Les Perdrix du Genre Alectoris, Compte Rendu du Symposium Tenu a Athènes*: 119-129. C.I.C., Athènes.
- Cruz de Carvalho, E; Bettencourt, A. M.; Santos, P; Pinto Gomes, C.; Ramalho, F. & Sequeira, R. (1998). *Co-utilização do espaço pelas espécies Sus scrofa L. e Alectoris rufa L.: Dinâmica interespecífica*. Relatório Final do Contrato PEAM/C/CNT/19/91 referente ao 3º ano de execução. Universidade de Évora, Évora.
- D.G.F. (1997). *Carta de Caçador – Manual para Exame*. Direcção Geral das Florestas, Lisboa.
- D.G.F. (1999). *Anuário Florestal*. Ministério da Agricultura do Desenvolvimento Rural e das Pescas. Direcção Geral das Florestas, Lisboa.
- Dahlin, A.C.M. (1997). *Impacto da Gestão Cinegética em Vertebrados Terrestres Não-Cinegéticos: Implicações Ecológicas e de Conservação*. Relatório do Trabalho de Fim de Curso de Engenharia Florestal. I.S.A. Lisboa.
- Daniel, W. N. (1990). *Applied Nonparametric Statistics*. Thom. Information Publishing Group, Belmont.
- Duarte, J. & Vargas, J.M. (2001). Survey methods for red-legged partridge (*Alectoris rufa*) in olive groves in southern Spain. *Game and Wildlife Science*, 18: 141-156.
- Dubray, D. & Roux, D. (1989). Répartition de la perdrix Rouge en Corse, *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 131: 19-20.

- Farthouat, J.P. (1981). Expérimentations de méthodes de recensement des perdrix rouges (*Alectoris rufa*) dans le Sud de la France. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 49: 24-31.
- Fontoura, A.P. (1992). Importance socio-économique de la chasse a la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) au Portugal. In: M. Birkan, G. R. Potts, N. J. Aebischer & S. D. Dowell (eds) *Perdix VI, First International Symposium on Partridges. Quails and francolins, Gibier Faune Sauvage*, 9: 871-878.
- Fontoura, A.P. (1996). Importância socio-económica da caça em Portugal. In: A.P. Fontoura; M. Silva; D. Gonçalves & S.Dias (eds) *I Workshop sobre Biologia da Caça, As Aves, a Caça e a protecção da Natureza*: 95-99. Faculdade de Ciências do Porto, Porto.
- Fortuna, M.A. (2002). Selección de hábitat de la perdiz roja *Alectoris rufa* en período reproductor en relación con las características del paisaje de un agrosistema de la Mancha (España). *Ardeola* 49: 59-66.
- Gaudin, J.C. & Ricci, J.C. (1987). Capacité d'accueil d'un milieu linéaire pour la Perdrix rouge. Mise en évidence de l'effet réserve d'un tel milieu. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 114: 19-22.
- Gordinho, L.O.R. (2002). *Contribuição para o Estudo do Efeito do Regime Cinegético em Aves Terrestres Diurnas Nidificantes no Alentejo*. Relatório de estágio da Licenciatura em Biologia Aplicada aos Recursos Animais Terrestres. Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Green, R. (1983). Spring dispersal and agonistic behaviour of the red-legged partridge (*Alectoris rufa*). *Journal of Zoology*, 201: 541-555.
- Green, R. (1984). The feeding ecology and survival of partridge chicks in arable farmland in East Anglia. *Journal of Applied Ecology*, 21: 817-830.
- Grzimek's (1984). *Animal Life Encyclopedia*. Birds 1, New York.
- Guerrero, Y.M. & Aparicio, M.M. (1997). *Bases Biológicas y Gestión de Especies Cinegéticas en Andalucía*. Universidad de Córdoba.
- Havet, P. (1988). La chasse confrontée à la déprise agricole et aux changements d'affectation des terres – 3^e partie: Evolution des relations entre chasseurs et agriculteurs et autres usagers de l'espace rural. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*. 126: 25-34.
- Hosmer, D.W. & Lemeshow, S (1989). *Applied Logistic Regression*. John Wiley and Sons, New York.

- Koerth, B.H.; Webb, W.M.; Bryant, F.C. & Guthery, F.S. (1983). Cattle trampling of simulated ground nests under short duration and continuous grazing. *Journal of Range Management*, 36: 385-386.
- Kvamme, K.L. (1985). Determining empirical relationships between the natural environment and pre-historic site locations: A hunter-gatherer example. In: C. Carr, (ed.) *For Concordance in Archeological analysis*: 208-238. Wesport Publishers, Kansas City.
- La Fuente, F.R. (1971). *A fauna, vida e costumes dos animais selvagens*. (5) Eurásia e América do Norte (região Holárctica), Edições Alfa, Publicações Europa-América, Lisboa.
- Laake, J.L., Buckland, S.T., Anderson, D.R. & Burnham, K.P. (1993). *DISTANCE User's Guide. Version 2.0*. Colorado Cooperative Fish and Wildlife Research Unit, Colorado State University, Fort Collins.
- Lanau, T. (1979). *Contribution à la mise au point d'une méthode de gestion des populations naturelles de perdrix rouge (Alectoris rufa Linné 1758). Estimation de la densité. Facteurs de variation agissant sur la densité*. Mémoire de stage de 3^e année, E.N.I.T.A. Bordeaux, 1979 livre I: 1-53; livre II: annexes: 1-54.
- Léonard, Y. & Reitz, F. (1998). Caractéristiques de la reproduction de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) dans le centre de la France. *Gibier Faune Sauvage*, 15: 747-761.
- Leopold, A. (1933). *Game Management*. Scribner's, New York.
- Lucio, A.J. (1989). *Bioecologia de la Perdiz Roja en la Provincia de León. Bases para su Gestión Cinegética*. Tesis doctoral, Universidad de León, León.
- Lucio, A.J. (1990). Influencia de las condiciones climáticas en la productividad de la perdiz roja (*Alectoris rufa*), *Ardeola*, 37: 207-218.
- Lucio, A.J. (1991a). Selección de habitat de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en matorrales supramediterraneos del NW de la Cuenca del Duero. Aplicaciones para la gestión del habitat cinegético. *Ecología* 5: 337-353.
- Lucio, A.J. (1991b). Ordenacion y gestion en caza menor. In: A.F. Zamora; I.S. Rubio & L.P. Maya (coords) *Manual de Ordenacion y Gestion Cinegetica*. Ifeba-Institución Ferial de Badajoz: 221-259.
- Lucio, A.J. (1997). Estimación de la abundancia de la caza. métodos de censo y aplicación de los datos de los cazadores a la gestión cinegética, In: A.C. Lucio (coord.) *I Curso Gestión de Cotos*. Fedenca: 187-204.

- Lucio, A.J. (1998). Recuperación y gestión de la perdiz roja en España, *In*: M.S. Buruaga (coord.) *La Perdiz Roja, I Curso*, Grupo Editorial V, Fedenca: 63-90.
- Lucio, A.J. (1999). La perdiz, hábitat, razas, selección y reproducción. *In*: Buxadé (coord.) *Explotaciones Cinegéticas y de Avestruces – Proceeding Jornadas Técnicas*. Universidad de Valladolid. E.T.S.I.I. Agrarias. Área de Producción Animal – Palencia: 51-61.
- Lucio, A.J. & Purroy, F.J. (1985). Contribución al conocimiento demográfico de las Phasianidae (*Perdix perdix*, *Alectoris rufa*, y *Coturnix coturnix*) de la provincia de León. *Boletín de la Estación Central de Ecología* 27: 89-97.
- Lucio, A.J. & Purroy, F.J. (1987). Selección de hábitat de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en la llanura cerealista del SE de León (Cuenca del Duero, España). *Actas I Congreso Internacional de Aves Estepárias*: 255-264 León.
- Lucio, A.J. & Purroy, F.J. (1992a). Caza y Conservación de aves en España. *Ardeola*, 39: 85-98.
- Lucio, A.J. & Purroy, F.J. (1992b). Red-legged partridge (*Alectoris rufa*) habitat selection in Northwest Spain. *In*: M. Birkan, G.R. Potts, N.J. Aebischer & S.D. Dowell (eds) *Perdix VI, First International Symposium on Partridges, Quails and Francolins, Gibier Faune Sauvage*, 9: 417-429.
- Lucio, A.J. & Purroy, F.J., Sáenz, de Buruaga, M. & Llamas, O. (1996). Consecuencias del abandono agroganadero en áreas de montaña para la conservación y aprovechamiento cinegético de las perdices roja y pardilla en España. *Revista Florestal*, 9: 305-318.
- Marchandeu, F. (1992). Faune sauvage et faune domestique en milieu pastoral, une synthèse bibliographique. *Gibier Faune Sauvage*, 9: 167-186.
- Martins, H. & Borralho, R. (1998). Avaliação da selecção de habitat pelo coelho-bravo (*Oryctolagus cuniculus* L. 1758) numa zona do centro de Portugal através da análise de indícios de presença. *Silva Lusitana*, 6: 73-88.
- Mathon, J.F. (1991). Une méthode de dénombrement des couples de perdrix rouge au printemps par indice kilométrique d'abondance obtenu à partir de circuits équestres (I.K.A.E.Q.). *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 154: 20-24.
- Mauvy, B.; Garcia, A.; Lartiges, R. & Péroux, R. (1991). Occupation du milieu par la Perdrix rouge sur une plaine cultivée de la Dordogne. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 153: 11-20.
- Meeus, J. H. (1993). The transformation of agricultural landscapes in Western Europe. *The Science of the Total Environment*, 129: 171-190.

- Meriggi, A., Montagna, D. & Zacchetti, D. (1991). Habitat use by partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*) in an area of northern Apennines, Italy. *Bolletino di Zoologia*, 58: 85-90.
- Millas, I. (1980). Introducción al estudio de la dinámica de poblaciones de perdices en territorios de caza de la provincia de Toledo. *3e Réunion du groupe de travail sur les perdrix du genre Alectoris*, Toulouse.
- Minchin, J.J. (1989). Y a-t-il un avenir pour la perdrix rouge dans le Département du Cher? *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 134: 5.
- Mood, A.M.; Graybill, F.A. & Boes, D.C. (1974). *Introduction to Theory of Statistics*. Third edition. McGraw-Hill International Editions, Singapore.
- Nadal, J. (1998). La bioecología de la perdiz roja *In*: M.S. Buruaga (coord.) *La Perdiz Roja, I Curso*, Grupo Editorial V, Fedenca: 33-45.
- Nadal, J., Nadal, J. & Rodrigues Teijeiro, J.D. (1996). Red-legged partridge (*Alectoris rufa*) age and sex ratios in declining populations in Huesca (Spain) applied to management. *Revue d'Ecologie (Terre et Vie)*, 51: 243-257.
- North, M.P. & Reynolds, J.H. (1996). Microhabitat analysis using radiotelemetry locations and polytomous logistic regression. *Journal of Wildlife Management*, 60: 639-653.
- Norusis, M.J. (1997). *SPSS Professional Statistics 7.5*. SPSS Incorporation, Chicago.
- Novoa, C. (1992). Validation d'un indice de la densité printanière des perdrix grises des pyrénées (*Perdix perdix hispaniensis*) obtenu à l'aide d'appels pré-enregistrés. *Gibier Faune Sauvage*, 9: 105-118.
- Odum, E.P. (1983). *Basic Ecology*. Saunders College Publishing. New York.
- O.N.C. (1982). Reconnaissance du sexe et détermination de l'âge du petit gibier sédentaire de plaine. *Office Nationale de la Chasse, Dossier Technique*: 1-22.
- O.N.C. (1986). La Perdrix rouge. *Bulletin Mensuel de l'Office Nationale de la Chasse*, 106, Fiche 39: 1-12.
- O.N.C. (s/data). *Méthodes de Recensement des Perdrix Rouges*. Office Nationale de la Chasse, Paris.
- Oliver, J.M.M. (1995). La practica de campo en los censos de fauna (errores típicos de muestreo). *Ecología*, 9: 343-352.
- Onrubia, A.B. (1998). Métodos de censo y estima poblacional. *In*: M.S. Buruaga (coord.) *La Perdiz Roja, I Curso*, Grupo Editorial V, Fedenca: 49-60.
- Otero, C. (1990). *Gestion d'une Population de Perdrix Rouge (Alectoris rufa), en Espagne*. Conseil International de la Chasse et de la Conservation du Gibier, Vienna.

- Patterson, I.J.; Cavallini P. & Rolando, A. (1991). Density, range size and diet of European Jay *Garrulus glandarius* in the maremma Natural Park, Tuscany, Italy, in summer and autumn. *Ornis Scandinavica*, 22: 79-87.
- Peiró, V. & Seva, E. (1991). L'enfilat de corralet pour la capture des perdrix rouges (*Alectoris rufa*) dans la province d'Alicante (Espagne). *Bull. Mens. de l'Office Nationale de la Chasse*, 162: 25-28.
- Peiró, V. & Seva, E. (1993). Relacion de sexos y edades y cronología de eclosiones de la perdiz roja (*Alectoris rufa*) en el sur de la provincia de Alicante. *Doñana, Acta Vertebrata*, 20: 5-18.
- Peiró, V. & Seva, E. (1995). Succès reproducteur et survie des perdrix rouges (*Alectoris rufa*) d'une population de la province d'Alicante (Espagne). *Gibier Faune Sauvage*, 12: 183-195.
- Pépin, D. (1981). Données démographiques obtenues à partir de l'examen d'ailes de perdrix rouges *Alectoris rufa* L. abattues à la chasse dans la région de Beziers (Hérault). *Acta Oecologica, Oecologica Applicata*, 2: 215-226.
- Pépin, D. (1983). Utilisation et valeur de diverses méthodes d'estimation de la densité de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) au printemps. In: Castroviejo (ed.) *Actas del XV Congreso Internacional de fauna Cinegética y Silvestre*: 725-735.
- Pépin, D. (1985). La Perdrix rouge dans la plaine viticole du Bas-Languedoc au travers de onze années d'analyse de tableaux de chasse. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 97: 13-19.
- Pépin, D. & Birkan, M. (1981). Comparative total and strip-census estimates of hares and partridges. *Acta Oecologica, Oecologica Applicata*, 2: 151-160.
- Pépin, D. & Blayac, J. (1990). Impacts d'un aménagement de la garrigue et de l'instauration d'un plan de chasse sur la démographie de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) en milieu méditerranéen. *Gibier Faune sauvage*, 7: 145-158.
- Pépin, D.; Cargnelutti, B; & Mathon, J.F. (1985). Démographie de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*). I apport de l'analyse des tableaux de chasse. *Acta Oecologica, Oecologica Applicata*, 6: 31-46.
- Pérez & Pérez, F. (1981). *La Perdiz Roja Española*. Editorial Científico-Médica, Barcelona.
- Péroux, R.; Lartiges, A.; Valery, M.; Martin, P.; Fombelle, G. & Lamberet, D. (1990). Un outil pour l'estimation des effectifs de perdrix au printemps dans le cas des faibles densités: L'enquête auprès des agriculteurs. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 146: 7-20.

- Pinto Gomes, C.J. (1997). Esboço ecológico e considerações fitossociológicas *In*: P. Sarantopoulos (coord.) *Paisagens Arqueológicas a Oeste de Évora*: 7-12. Câmara Municipal de Évora.
- Pollock, K.H.; Nichols, J.D.; Brownie, C. & Hines, J.E. (1990). Statistical inference for capture-recapture experiments. *Wildlife Monographs*, 107: 1-97.
- Potts, G.R. (1980). The effects of modern agriculture, nest predation and game management on the population ecology of partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*). *Advances in Ecological Research*, 11: 1-79.
- Purroy, F.J. (1991). Métodos de muestreo y censo en especies cinegéticas. *In*: A.F. Zamora; I.S. Rubio & L.P. Maya (coords) *Manual de Ordenacion y Gestion Cinegetica*. Ifeba-Institución Ferial de Badajoz: 181-194.
- Rabaça, J.E. (1994). Censos de Aves Florestais, uma abordagem sintética aos métodos de observação directa e seus princípios de aplicação, *In*: J. Almeida & R. Rufino (eds) *Métodos de Censos e Atlas de Aves*. Sociedade Portuguesa para o estudo das Aves. SPEA, Lisboa: 9-13.
- Ramalho, C. & Fontoura, A.P. (1996). Influência do ordenamento cinegético nas populações de perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*) do Parque Natural de Montesinho. *In*: A.P. Fontoura, M. Silva, D. Gonçalves & S. Dias (eds) *Actas do I workshop Sobre Biologia da Caça – As Aves, a Caça e a Protecção da Natureza*: 89-94. Associação Portuguesa de Biólogos, Porto
- Ramalho, M. (1994). *Contribuição para o Estudo dos Factores Condicionantes da Dinâmica da População da Perdiz-vermelha (Alectoris rufa L.) na Contenda Norte (Compatibilização da Exploração Pastoril com o Fomento e Exploração Cinegética Daquela Espécie)*. Trabalho de Fim de Curso. Universidade de Évora, Évora.
- Ramalho, M. (1995). *Determinação da Evolução de uma População de Perdiz-vermelha Regularmente Sujeita a Pressão Cinegética*. Relatório do Estágio Curricular e Profissional (realizado no âmbito do Concurso Público Nº 3/Prodep/94, Évora.
- Ramalho, M., Lopes, F. & Cruz de Carvalho, E. (1996). O problema da perdiz-vermelha *Alectoris rufa* (L.) na Contenda Norte. *Revista Florestal*, 9: 61-73.
- Rands, M.R.W. (1988a). Habitat quality and gamebirds population ecology. *In*: P.J. Hudson & M.R.W. Rands (eds) *Ecology and Management of Gamebirds*: 134-158. BSP Professional Books, Oxford.
- Rands, M.R.W. (1988b). The effect of nest site selection on nest predation in grey partridge *Perdix perdix* and red-legged partridge *Alectoris rufa*, *Ornis Scandinavica*, 19: 35-40.

- Reino, L.M.; Borralho, R. & Bugalho, J.F.F. (2000). Revisão da utilização de culturas para a fauna na gestão de aves cinegéticas. *Revista de Ciências Agrárias*, Vol. XXIII 3/4: 48-71.
- Reis, F.S. & Pinheiro, M.F.V. (1973). *Algumas Normas a Observar nas Largadas de Perdizes para Repovoamento*. Serviço de Inspeção de Caça e Pesca, Direcção Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas. Lisboa.
- Reitz, F. & Berger, F. (1989). La valeur d'un territoire de chasse ou d'une région naturelle pour la perdrix rouge: sa détermination par la consultation d'un système – expert. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 134: 10-14.
- Reitz, F. & Berger, F. (1993). Les perdrix en 1992 dans le Nord, le Bassin parisien et le Centre. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 175: 3-8.
- Reitz, F. & Garrigues, R. (1989). Premier tests de validation d'indices kilométrique d'abondance des perdrix grises (*Perdix perdix* L.) au printemps. *Gibier Faune Sauvage*, 6: 403-415.
- Ricci, J.C. (1981). Mise au point préliminaire sur les moyens radiotéléométriques utilisés pour l'étude de l'écologie de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) dans le sud-ouest de la France. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*. N° Sp. Scien. Tech.: 57-70.
- Ricci, J.C. (1985a). Influence de l'organisation sociale et de la densité sur les relations spatiales chez la perdrix rouge. Consequences démographiques et adaptatives. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 40: 53-85.
- Ricci, J.C. (1985b). Utilisation de quelques ressources du milieu par les nichées de *Alectoris rufa* dans un agrosystème de type de polyculture élevage. *Gibier et Faune Sauvage*, 2: 15-38.
- Ricci, J.C. (1989). Une méthode de recensement des perdrix rouges (*Alectoris rufa*, L.) au printemps par indice kilométrique d'abondance (IKAPRV) dans le midi méditerranéen. *Gibier Faune Sauvage*, 6: 145-158.
- Ricci, J.C.; Mathon, J.F.; Garcia, A.; Berger, F. & Esteve, J.P. (1990). Effect of Habitat Structure of Nest Site on Nest Predation in Red-legged Partridges (*Alectoris rufa* L.), in French Mediterranean Farmlands. *Gibier Faune Sauvage*, 7: 231-253.
- Ricci, J.C.; Mathon, J.F.; Garcia, A.; Esteve, J.P. & Berger, F. (1989). Méthodes de capture de marquage et de suivi des perdrix rouges dans le midi méditerranéen: Bilan de programme (1986-1988). *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 140: 15-24.

- Ricci, J.C; Taris, J.P.; Mathon, J.F. & Bride, F. (1987). L'analyse des tableaux de chasse de perdrix rouges dans l'Hérault en 1985: résultats et perspectives. *Bull. Mens. Office National de la Chasse*.110: 11-15.
- Rio Carvalho, C.; Borralho, R.; Bugalho, J. & Barreto, A. (1995). A Exploração dos Recursos Bravios e a sua Relação com a Economia Agrícola - Perspectivas actuais. *Revista de Ciências Agrárias*, 18: 11-22.
- Rito, A. & Borralho, R. (1997). Importância da disponibilidade de água para galiformes bravios em situações de carência. *Revista Ciências Agrárias*, 20: 29-44.
- Robertson, P. (1991). Wise use and conservation. *Gibier Faune Sauvage*, 8: 379-388.
- Rueda, M.J. (1986). *Estudio del Régimen Alimentario de los Pollos de Perdiz Roja (Alectoris rufa L.) Durante los 21 Días de Vida*. Tesis de Licenciatura. Universidad Complutense de Madrid.
- Rueda, M.J.; Baragaño, J.R. & Notario, A. (1993). Nidification de la perdrix rouge (*Alectoris rufa*) dans la région de la Mancha (Espagne). *Bull. Mens. Office National de la Chasse*, 184: 2-9.
- Ruela Barbosa, M.L. & Lopes, F.J.(1979). *Monografia da Perdiz Vermelha (Alectoris rufa hispanica*, Seoane). Direcção Geral de Ordenamento e Gestão Florestal.
- Ruela Barbosa, M.L. (1985). Spatial variations of density of red-legged partridge (*Alectoris rufa*) from hunting data in Portugal (1982/1983) In: S.A. Crombrughe (ed.) *Proceedings of the XVIIth Congress of the International Union of the Game Biologists*: 319-327. I.U.G.B., Brussels.
- Ruela Barbosa, M.L. (1991). Perdiz Vermelha Ibérica - Importância da conservação da espécie. *Seminário A caça – Um Recurso de Futuro*. M.A.P.A..
- Rufino, R. (coord.) (1989). *Atlas das Aves que Nidificam em Portugal Continental*. Serviço Nacional de Parques, Reservas e Conservação da Natureza, Lisboa.
- Sacarrão, G. (1963). A Fauna cinegética portuguesa. Aves indígenas e de arribação In: *A Caça em Portugal*, 1, cap.III. Editorial Estampa. Lisboa:57-58.
- Schooley, R.L. (1994). Annual variation in habitat selection: patterns concealed by pooled data. *Journal of Wildlife management*, 59: 752-758.
- Sherman, D.E.; Kaminski, R.M. & Leopold, B.D. (1995). Winter line-transect surveys of wood ducks and mallards in Mississippi greentree reservoirs. *Wildlife Society Bulletin*, 23: 155-163.
- Smith, G.W. & Nydegger, N.C. (1985). A Spotlight, line-transect, method for surveying jack rabbits. *Journal Wildlife Management*, 49: 699-702.

- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. (1995). *Biometry: Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. Third edition. W.H. Freeman and Company, New York.
- Soriguer, R.C.; Pérez, J.M. & Fandos, P. (1997). Métodos en Mastozoología. Teoría de censos: aplicación al caso de los mamíferos. *Galemys*, 9 : 15-37.
- Stahl, P. & Migot, P. (1993). L'impact des prédateurs sur le petit gibier, une revue des enlèvements expérimentaux de prédateurs. In: P. Migot & P. Stahl (eds) *Actes du Colloque Prédation et Gestion des Prédateurs*: 21-35. O.N.C.-U.N.F.D.C., Paris.
- Suarez, F. (1992). Cultivos de secano y caza. *Trofeo*, 270:29-32.
- Tapper, S.C.; Brockless, M.H. & Potts, G.R (1991). The effect of predator control on populations of grey partridge (*Perdix perdix*). *XX Congress of the International Union of Game Biologists*, Godollo: 398-403.
- Tapper, S.C.; Potts, G.R & Brockless, M.H. (1996). The effect of an experimental reduction in predation pressure on the breeding success and population density of grey partridges *Perdix perdix*. *Journal of Applied Ecology*, 33: 965-978.
- Tavares, P. (1993). *Ecologia da Perdiz vermelha (Alectoris rufa) numa zona de caça associativa*. Relatório de estágio do Mestrado em Ecologia Aplicada. Faculdade de Ciências do Porto.
- Tavares, P.; Gonçalves, D. & Fontoura, P. (1996). Bio-ecologia de uma população de perdiz-vermelha (*Alectoris rufa*) num agro-ecossistema do centro de Portugal (Santarém). In: A.P. Fontoura, M. Silva, D. Gonçalves & S. Dias (eds) *Actas do I workshop Sobre Biologia da Caça – As Aves, a Caça e a Protecção da Natureza*: 29-42. Associação Portuguesa de Biólogos, Porto
- Tavares, P.; Gonçalves, D. & Fontoura, P. (1999). Estudo da reprodução de uma população de perdiz-vermelha *Alectoris rufa* num agro-ecossistema do centro de Portugal. In: P. Beja; P. Catry & F. Moreira (eds) *Actas do II Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*: 21-23. SPEA, Faro.
- Tavares P. & Fontoura, P. (1996). Utilização espaço-temporal e selecção do habitat de uma população de perdiz vermelha *Alectoris rufa* num agroecossistema do centro de Portugal. In: A.C. Farinha; J. Almeida & H. Costa (eds) *Actas I Congresso de Ornitologia da Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves*: 37-38. SPEA, Vila Nova de Cerveira.
- Telleria, J.L. (1986). *Manual para el Censo de los Vertebrados Terrestres*. Editorial Raices, Madrid.

- Telleria, J.L.; Santos, T.; Alvarez, G. & Sáez-Royuela, C. (1988). Avifauna de los campos de cereales del interior de España. Aves de los medios urbanos e agrícola en las mesetas españolas. Madrid. SEO, *Monografías* 2: 173-296.
- Van Horne, B. (1983). Density as a misleading indicator of habitat quality. *Journal of Wildlife Management*, 47: 893-901.
- Varela, M.C. (1974). *Alguns Aspectos Ecológicos e Epidemiológicos da Helmintofauna da Perdiz-vermelha (Alectoris rufa L.) no Perímetro Florestal da Contenda*. Tese para obtenção do grau de Doutor em Ciências Veterinárias, S.E.A./D.G.S.F.A./S.I.C.P., Lisboa.
- Vizeu Pinheiro, M.F. (1970). *Contribuição para o Estudo em Portugal da Alimentação da Perdiz-vermelha*. Direcção-Geral dos Serviços Florestais e Aquícolas.
- Watson, J.E. (1962). Sympatry in palearctic *Alectoris* partridges. *Evolution*. Vol. XVI: 11-19.
- Yanes, M.P.; Herranz, J.; Puente, J. & Suarez, F. (1998). La perdiz roja. Identidad de los depredadores e intensidad de la depredación, In: M.S. Buruaga (coord.) *La Perdiz Roja, I Curso*, Grupo Editorial V, Fedenca: 135-147.
- Zar, J.H. (1996). *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall International Editions. Third Edition. New Jersey.